



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

MARIA LÚCIA PORTELA DE DEUS LAGES

DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UM SISTEMA DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

RECIFE

2017

MARIA LÚCIA PORTELA DE DEUS LAGES

DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UM SISTEMA DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Tese submetida ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários à obtenção para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Linha de Pesquisa: Tratamento de Água de Abastecimento e Residuárias.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

RECIFE

2017

- L174d Lages, Maria Lúcia Portela de Deus.
Dinâmica do fitoplâncton em um sistema de lagoas de estabilização no semiárido pernambucano / Maria Lúcia Portela de Deus Lages. – 2017.
117 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.
- Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.
- Inclui Referências.
1. Engenharia Civil. 2. Lagoas de estabilização. 3. Fitoplâncton.
4. Cianobactéria. 5. Interferência climática. 6. Característica do efluente.
I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos. (Orientadora). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2018-103



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

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UM SISTEMA DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

defendida por

Maria Lúcia Portela de Deus Lages

Considera a candidata APROVADA

Recife, 27 de janeiro 2017

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Maria de Lourdes Florêncio dos Santos – UFPE
(orientadora)

Prof.^a Dr.^a Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves – UFPE
(examinadora externa)

Prof.^a Dr.^a Simone Machado Santos – UFPE
(examinadora externa)

Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite – UFPE
(examinador externo)

Prof. Dr. José Roberto Gonçalves de Azevedo – UFPE
(examinador interno)

À minha neta Ana Beatriz que, com seus olhinhos ansiosos, todos os dias me pergunta quando é que eu vou parar de estudar e ter tempo para brincar com ela.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo a Deus todo poderoso, minha fonte de luz e esperança diante dos desafios da vida.

Ao longo dessa jornada de doutoramento, várias foram as pessoas que compartilharam comigo das dificuldades e incertezas que tal desafio impõe. A começar pela própria consolidação do DINTER UFPE/IFPI. Por outro lado, foi uma oportunidade única de convivência com pessoas muito especiais. Marcelo, Margarita, Carlos, Juliana, Feijão, Eudes, Marcos e outros. A essas pessoas deixo o meu muito obrigado. Gostaria também de dedicar alguns agradecimentos aos professores que participaram desse processo de forma mais direta:

- À minha orientadora, Professora Lourdinha Florêncio, de quem sou profunda admiradora e amiga, pelos ensinamentos, dedicação e generosidade;
- Ao Professor Mário Kato, que, com sua habitual gentileza, cordialidade e sabedoria, sempre me acolheu da melhor forma possível em sua residência;
- À Professora Elizabeth Pastich pela preciosa ajuda na elaboração da pesquisa de campo e suas interpretações;
- À Professora Sávia Gavazza pelos ensinamentos que me abriram as portas para o entendimento do meu objeto de estudo;
- Ao Professor Roberto Azevedo, que, nos meus momentos de desânimo, não me deixou desistir do Doutorado;
- Ao Professor Francisco José Sampaio, que, com sua competência, efetuou a correção ortográfica dos textos;
- À professora Francisca Assunção pelo apoio institucional;
- Ao professor Palheta pela irrestrita disponibilidade em flexibilizar meus horários para que eu tivesse mais tempo para estudar;

- Ao Paulo, meu companheiro de todas as horas, pelo incentivo, cumplicidade e colaboração durante as disciplinas e também na elaboração da tese;
- À minha mãe, que, mesmo sentindo as minhas ausências, nunca permitiu que eu desistisse dos meus sonhos;
- À minha nora Cristina Lages, pelo exemplo de garra e determinação e pela adequação da tese às normas da ABNT;
- Ao meu filho Lívio, que, com o seu jeito arrojado, sempre está me impulsionando para frente e,
- Finalmente aos meus queridos irmãos e irmãs, com quem ando sempre de mãos dadas somando força e compartilhando a vida em todos os seus momentos.

RESUMO

Os sistemas de tratamento de esgotos formados por lagoas de estabilização são considerados adequados à região Nordeste do Brasil, em função da relativa disponibilidade de área e das condições ambientais que caracterizam a região, e que favorecem o desenvolvimento dos micro-organismos envolvidos no processo. Porém essas condições são também favoráveis ao desenvolvimento de cianobactérias potencialmente tóxicas que podem comprometer a qualidade do efluente final desse tipo de tratamento. O presente estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica das comunidades de fitoplâncton e a ocorrência de cianobactérias em um sistema de tratamento de efluentes formado por um conjunto de lagoas de estabilização. Para avaliar os fatores relevantes no comportamento do fitoplâncton foram feitas medições de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, DQO, nitrogênio e fósforo, num período de seis meses, com amostras coletadas no afluente e no efluente da ETE e em amostras na superfície e no fundo de cada lagoa. Foram analisados dados climatológicos para o ano de 2010 na Estação do INMET, de Paulo Afonso – BA, distante de aproximadamente 50 Km do local da ETE. A identificação e classificação do fitoplâncton nas amostras foram feitas utilizando microscopia óptica convencional. Para avaliar os resultados, foi utilizada análise estatística de Análise de Componentes Principais – ACP. Foram encontradas três divisões de fitoplâncton (*Cyanophyta*, *Clorophyta* e *Euglenophyta*). Os valores indicaram diferença significativa entre a superfície e o fundo, para os parâmetros T, pH e OD em todos os meses, em todas as lagoas. A temperatura influenciou a produção do fitoplâncton. Abril, o mês de temperatura mais elevada, apresentou alta densidade de fitoplâncton total e setembro com a menor média de variância (ANOVA), teste de Tukey e o modelo relacional de temperatura e a menor densidade de células de fitoplâncton.

Palavras-chave: Lagoas de estabilização. Fitoplâncton. Cianobactéria. Interferência climática. Característica do efluente.

ABSTRACT

The sewage treatment systems formed by stabilization ponds are considered appropriate to the Northeast region of Brazil, due to the relative availability of the area and the environmental conditions that characterize the region, and favor the development of the microorganisms involved in the process. However, these conditions are also favorable to the development of potentially toxic cyanobacteria that may compromise the final effluent quality of this type of treatment. The present study aimed to evaluate the dynamics of phytoplankton communities and the occurrence of cyanobacteria in an effluent treatment system formed by a set of stabilization ponds. To evaluate the relevant factors in the behavior of phytoplankton measurements were made of temperature, dissolved oxygen, pH, COD, nitrogen and phosphorus in a period of six months, with samples collected in the Effluent and effluent and in surface and bottom samples of each pond. Climatological data were analyzed for the year 2010 at the INMET Station, in Paulo Afonso - BA, distant approximately 50 Km from the site of the ETE. The identification and classification of the phytoplankton in the samples were done using conventional optical microscopy. To evaluate the results, we used statistical analysis of variance (ANOVA), Tukey's test and the relational model of Principal Components Analysis - ACP. Three phytoplankton divisions (Cyanophyta, Chlorophyta and Euglenophyta) were found. The values indicated a significant difference between the surface and the bottom, for the parameters T, pH and OD in every month in all ponds. The temperature influenced the phytoplankton production. April, the month of higher temperature, showed high density of total phytoplankton and September with the lowest average temperature and the lowest density of phytoplankton cells.

Keywords: Stabilization ponds. Phytoplankton. Cyanobacteria. Climatic interference. Effluent characteristic.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1	Desenho esquemático de lagoa anaeróbia.	26
Figura 3.2	Desenho esquemático de lagoa facultativa.	29
Figura 3.3	Desenho esquemático de lagoa de maturação.	31
Figura 4.1	Imagem de satélite mostrando a sede do Município de Petrolândia, o lago Itaparica e em destaque a ETE Leste. Fonte: Google Earth (2016).	52
Figura 4.2	Imagem de satélite mostrando a barragem e o reservatório de Itaparica. Fonte: Google Earth (2016).	52
Figura 4.3	ETE Leste de Petrolândia: uma lagoa facultativa primária LF-1, uma segunda lagoa de maturação LM-2 e uma terceira lagoa de maturação LM-2. Fonte: Google Earth (2016).	53
Figura 4.4	Localização dos pontos de amostragem no afluente e no efluente da ETE (P1 e P2,) e no interior de cada lagoa na lagoa (LF-1(S), LF-1(F), LM-1(S), LM-1(F), LM-2(S), LM-2(F).	55
Figura 5.1	Dados históricos da velocidade média dos ventos em m/s na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de 2001 a 2010	59
Figura 5.2	Velocidade média dos ventos em m/s na Estação de Paulo Afonso - BA entre os anos de 2009 e 2010.	60
Figura 5.3	Histórico das precipitações médias mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de 2000 a 2010.	61
Figura 5.4	Precipitações médias mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, no ano 2010.	61
Figura 5.5	Dados históricos da insolação total mensal em hora/mês na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de janeiro de 2000 e janeiro de 2011.	62
Figura 5.6	Médias mensais da insolação total em h/mês na Estação de Paulo Afonso – BA, no ano de 2010.	63
Figura 5.7	Dados históricos das temperaturas médias máximas mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de janeiro de 2000 e janeiro de 2011.	64
Figura 5.8	Detalhe das temperaturas médias máximas mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, no ano de 2010.	64
Figura 5.9	Temperatura do ar correspondente ao ano das coletas (2010)	68
Figura 5.10a	Valores da Temperatura em °C na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises na superfície (S)	69
Figura 5.10b	Valores da Temperatura °C na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises no fundo (F)	70

Figura 5.11a	Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises na superfície (S)	70
Figura 5.11b	Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises no fundo (F)	71
Figura 5.12a	Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises na superfície (S)	71
Figura 5.12b	Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises no fundo (F)	72
Figura 5.13a	Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L ⁻¹ na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S)	75
Figura 5.13b	Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L ⁻¹ na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F)	76
Figura 5.14a	Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L ⁻¹ na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S)	76
Figura 5.14b	Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L ⁻¹ na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F)	77
Figura 5.15a	Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L ⁻¹ na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S)	77
Figura 5.15b	Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L ⁻¹ na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F)	78
Figura 5.16a	Valores do pH na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (S)	80
Figura 5.16b	Valores do pH na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F)	80
Figura 5.17a	Valores do pH na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	81
Figura 5.17b	Valores do pH na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F)	82
Figura 5.18a	Valores do pH na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	82
Figura 5.18b	Valores do pH na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F)	83

Figura 5.19a	Valores de Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	84
Figura 5.19b	Valores de Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).	85
Figura 5.20a	Valores da Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	86
Figura 5.20b	Valores da Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).	87
Figura 5.21a	Valores da Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	88
Figura 5.21b	Valores da Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).	89
Figura 5.22a	Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	90
Figura 5.22b	Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).	91
Figura 5.23a	Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	91
Figura 5.23b	Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).	92
Figura 5.24a	Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).	92
Figura 5.24b	Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).	93
Figura 5.25a	Valores de fitoplâncton total ($\text{cel.ml}^{-1}\log$), na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de superfície (S).	96
Figura 5.25b	Valores de fitoplâncton total ($\text{cel.ml}^{-1}\log$), na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).	97
Figura 5.26a	Valores de fitoplâncton total ($\text{cel.ml}^{-1}\log$), na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de superfície (S).	97
Figura 5.26b	Valores de fitoplâncton total ($\text{cel.ml}^{-1}\log$), na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).	98

Figura 5.27a	Valores de fitoplâncton total (cel.ml ⁻¹ log), na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de superfície (S).	98
Figura 5.27b	Valores de fitoplâncton total (cel.ml ⁻¹ log), na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).	99
Figura 5.28	<i>Scree plot</i> dos componentes principais	103
Figura 5.29	Percentual da variância explicada dos componentes principais.	104
Figura 5.30	Gráfico dos componentes principais do sistema da ETE de Petrolândia para as variáveis de superfície (S) e fundo (F) por mês.	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Divisões e Gêneros de microalgas presentes em lagoas de estabilização	43
Tabela 4.1	Dimensões das lagoas e TDH	53
Tabela 5.1	Média (Desvio-padrão) dos parâmetros medidos nas amostras de superfície (S) e de fundo (F) nos horários e meses do experimento na lagoa LF-1	65
Tabela 5.2	Média (Desvio-padrão) dos parâmetros medidos nas amostras de superfície (S) e de fundo (F) nos horários e meses do experimento na lagoa LM-1	66
Tabela 5.3	Média (Desvio-padrão) dos parâmetros medidos nas amostras de superfície (S) e de fundo (F) nos horários e meses do experimento na lagoa LM-2	67
Tabela 5.4	Diferença média entre a temperatura da superfície e do fundo nas lagoas LF-1, LM-1 e LM-2 da ETE Petrolândia.	73
Tabela 5.5	Valores de pH e concentração de amônia na superfície da Lagoa Facultativa Primária (LF-1)	84
Tabela 5.6	Valores de pH e concentração de amônia na superfície da Lagoa de Maturação (LM1)	86
Tabela 5.7	Valores de pH e concentração de amônia na superfície da Lagoa de Maturação (LM-2)	88
Tabela 5.8	Concentrações dos parâmetros no afluente e efluente da ETE – média de três horários de observação e eficiência global de remoção	94
Tabela 5.9	Táxons identificados na lagoa de maturação LM-2	100
Tabela 5.10	Densidade celular do fitoplâncton identificada na lagoa de maturação durante o período de estudo. Média (desvio padrão) da densidade celular (Cell.mL ⁻¹) por mês de coleta.	101
Tabela 5.11	Autovetores dos componentes principais	104

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de Componentes Principais
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
AR	Abundância Relativa
ATP	Adenosina Trifosfato
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CHESF	Companhia Hidroelétrica do São Francisco
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DL	Dose Letal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E1, E2, E3	Estação de Coleta
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
HPLC	Cromatografia Líquida de Alta Precisão
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LF	Lagoa Facultativa
LM	Lagoa de Maturação
LPS	Lipopolissacarídeos
MIB	2-metil-isoborneol
NBR	Norma Brasileira Registrada
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
P1, P2	Ponto de Amostragem
PE	Pernambuco
pH	Potencial Hidrogeniônico
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVO DO ESTUDO	19
2.1	Objetivo geral	19
2.2	Objetivos específicos	19
3	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	Tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização	20
3.1.1	Conceitos	21
3.2	Tipos de lagoas de estabilização	23
3.2.1	Lagoa anaeróbia	24
3.2.2	Lagoa facultativa	26
3.2.3	Lagoas de maturação ou aeróbias	28
3.2.4	Eficiência das lagoas de estabilização	31
3.2.5	Remoção de matéria carbonácea	31
3.3	Interferentes de reações químicas e biológicas	32
3.3.1	Potencial Hidrogeniônico	32
3.3.2	Nutrientes: Nitrogênio e Fósforo	33
3.4	Interferência das variáveis ambientais na eficiência das lagoas de estabilização	35
3.4.1	Temperatura	36
3.4.2	Radiação solar	38
3.4.3	Ventos	38
3.4.4	Precipitação	39
3.4.5	Evaporação	40
3.5	Comunidades fitoplanctônicas em lagoas de estabilização.	40
3.5.1	Cianobactérias	43
3.5.2	Cianotoxinas	46

3.5.3	Interferências ambientais na produção de cianotoxinas	48
3.5.4	Risco de contaminação por cianotoxinas no Nordeste brasileiro	49
4	ESTUDO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO	51
4.1	Materiais e métodos	51
4.1.1	Caracterização da área experimental	51
4.1.2	Delineamento experimental	53
4.1.3	Métodos analíticos	56
4.1.4	Análise estatística dos dados	57
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1	Variáveis climatológicas – vento, precipitação, radiação solar e temperatura	59
5.2	Fatores abióticos no interior das lagoas	65
5.3	Relação entre a temperatura do ar e da água	68
5.4	Relação da temperatura da água com o oxigênio dissolvido	74
5.5	Relação da temperatura da água nas lagoas com o pH	79
5.6	Relação do pH da água nas lagoas com o nitrogênio amoniacal (NH₄⁺)	83
5.7	Concentração média de NTK na superfície e fundo das lagoas	90
5.8	Eficiência do sistema na remoção das concentrações de parâmetros físico-químicos nos meses estudados	93
5.9	Dinâmica das comunidades fitoplanctônicas e presença de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas no efluente da ETE de Petrolândia.	95
5.10	Atendimento à legislação ambiental	107
6	CONCLUSÃO	109
	REFERÊNCIAS	110

1 INTRODUÇÃO

As águas naturais se constituem em sistemas redutores de carga poluidora devido a sua capacidade de autodepuração, no entanto o lançamento excessivo de esgotos nos recursos hídricos de superfície tem levado a um processo de superação da capacidade depurativa desses corpos hídricos ocasionando sérios danos ecológicos. Isso faz com que cada vez mais seja necessário dar atenção à eficiência dos processos de tratamento de esgotos sanitários que têm os mananciais como corpos receptores.

As estações de tratamento de esgoto compostas por sistemas de lagoas de estabilização, amplamente utilizadas no Brasil, embora apresentem vantagens de eficiência e de custos de instalação e operação, de modo geral, não apresentam resultados satisfatórios, tendendo a contribuir para o processo de eutrofização dos corpos receptores dos efluentes tratados, criando condições favoráveis para que as cianobactérias dominem a comunidade fitoplanctônica e formem florações (CALIJURI; ALVES DOS SANTOS, 2001).

Dentre os aproximadamente 150 gêneros de cianobactérias conhecidos, 40 estão relacionados com a produção de toxinas representando uma preocupação constante para a saúde pública e para pesquisadores e estudiosos mundiais (SANT'ANNA *et al.*, 2006; DANTAS *et al.*, 2008). Estudos realizados por Magalhães *et al.* (2003) mostram que essas toxinas podem ser acumuladas nas teias alimentares contaminando peixes e crustáceos e serem transferidos ao homem por meio de consumo alimentar.

A preocupação com a presença de cianobactérias produtoras de toxinas, em corpos d'água, demonstra a necessidade do estudo sobre as condições ambientais que favorecem o seu crescimento. Segundo Whitton e Potts (2000), as cianobactérias possuem mecanismos para tolerar a incidência de raios ultravioletas, concentrações elevadas de metais pesados, baixas concentrações de oxigênio e baixas e altas temperaturas.

As águas ricas em nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, segundo Tundisi e Tundisi (2008), são consideradas ambientes favoráveis à formação de florações de cianobactérias, porque esses elementos fazem parte de diversos componentes de suas estruturas celulares (proteínas, ácidos nucléicos, membranas fosfolipídicas, etc.). As concentrações de nutrientes são normalmente baixas nos ecossistemas aquáticos, porém, ao receber efluente de lagoas de estabilização, a estrutura trófica e as condições físico-químicas de corpos receptores podem ser alteradas consideravelmente tendo em vista que o fitoplâncton da lagoa está mais adaptado às condições eutróficas e por isso, se torna dominante no corpo receptor que recebe a carga poluidora tornando-o eutrofizado (MASSERET *et al.*, 2000).

Estudos realizados por Lagos *et al.*, 1999; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2001; Molica e Azevedo, 2009, identificaram a existência de florações de cianobactérias tóxicas em águas continentais brasileiras devido à eutrofização dos mananciais e à elevada temperatura da água. Em função do exposto, esta pesquisa teve como objetivo principal contribuir para minimização dos impactos do lançamento dos efluentes do tratamento de esgoto em lagoas de estabilização na estrutura trófica dos corpos receptores com ênfase na presença de cianobactérias tóxicas.

2 OBJETIVO DO ESTUDO

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a dinâmica das comunidades fitoplanctônicas e a presença de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas no efluente dos sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas por lagoas de estabilização, visando minimizar o impacto do lançamento do efluente na estrutura trófica do corpo receptor.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a interferência das condições climáticas no comportamento da comunidade fitoplanctônica presente no ambiente das lagoas de estabilização;
- Avaliar a influência da sazonalidade climática na ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas no sistema de lagoas de estabilização;
- Identificar a existência espacial (superfície e fundo) de diferenciação quantitativa e de organismos fitoplanctônicos nas lagoas de estabilização;
- Avaliar a influência das condições ambientais (pH, OD, NTK, amônia) e da relação N:P no comportamento da biomassa algal presente nas lagoas de estabilização.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização

Os sistemas de tratamento de esgotos por meio de lagoas de estabilização são fundamentados em processos biológicos de estabilização de compostos orgânicos pela atividade de uma grande variedade de microrganismos, normalmente presentes na própria água residuária e que usam a matéria orgânica como fonte de energia através de reações bioquímicas ou como fonte de material para síntese de massa celular (JORDÃO; PESSOA, 1995).

Os processos biológicos são geralmente aplicados para o tratamento de águas residuárias orgânicas, como as de origem doméstica e de uma variedade de indústrias, a exemplo das alimentícias, açucareiras e de celulose, onde a transformação da matéria orgânica se dá pelo metabolismo dos microrganismos, cujo papel desempenhado depende do processo utilizado. Nos sistemas de tratamento anaeróbio, o ambiente favorece a predominância de organismos adaptados funcionalmente à ausência de oxigênio, com prevalência de bactérias do tipo acidogênicas e metanogênicas. Nos sistemas aeróbios, o tratamento é baseado no equilíbrio da ação de bactérias e algas (VON SPERLING, 1996).

A Lagoa de estabilização é uma tecnologia de tratamento de esgoto que apresenta eficiência satisfatória na remoção de poluentes, além de baixo custo de implantação e operação, qualquer que seja a alternativa selecionada. Em países tropicais e subtropicais, o uso de lagoas de estabilização é favorecido pelas condições climáticas, em função da disponibilidade de luz solar e temperaturas elevadas. Esses condicionantes associados à vantagem de ser um processo autossustentável têm sido responsáveis pelo uso preferencial de sistemas de tratamento formados por combinações de lagoas de estabilização em países em desenvolvimento (VON SPERLING, 2006).

As lagoas de estabilização são projetadas para criar condições em seu interior que promovam a morte dos micro-organismos patogênicos presentes no

esgoto e uma significativa redução de nutrientes formados ao longo do tratamento. As condições que são proporcionadas pelo tempo de detenção hidráulica permitem também que cistos de protozoários e ovos de helmintos sejam removidos por sedimentação, além disso, fatores como: condições de luminosidade, temperatura, pH e saturação em oxigênio promovem a remoção de coliformes termotolerantes (PASTICH *et al.*, 2016).

Dentre os micro-organismos responsáveis pelo tratamento biológico que se processa no ambiente das lagoas, as algas se apresentam como um dos grupos mais diversificados, sendo fundamentais para a produção do oxigênio requerido pelos processos aeróbios de estabilização da matéria orgânica. As algas, segundo Masseret *et al.* (2000), têm também um papel importante na remoção de uma parcela do nitrogênio, fósforo e carbono do meio líquido, por meio da inclusão destes elementos em seu metabolismo.

No Brasil, as lagoas de estabilização foram sendo difundidas pelas diversas regiões, principalmente na região Nordeste, com várias combinações de processos, sendo o modelo australiano o mais empregado. No primeiro momento, não houve uma preocupação em monitorar os sistemas instalados, principalmente pela dificuldade de implantação de laboratórios equipados para efetuar procedimentos de rotina. Com o aprimoramento das legislações ambiental, de recursos hídricos e de saúde pública, houve um incremento na exigência de parâmetros demonstrativos de eficiência, gerando uma crescente busca por resultados nas últimas décadas o que tem levando ao aprimoramento dos projetos e à necessidade de regulação das unidades instaladas (VON SPERLING, 2006).

3.1.1 Conceitos

- **Lagoas de estabilização**

As lagoas de estabilização são sistemas simples de tratamento de esgotos sanitários onde o tratamento se dá por meio de fenômenos bioquímicos, biológicos e físico-químicos regulados por uma ampla diversidade de

organismos, os quais são responsáveis pela transformação da matéria carbonácea em moléculas mais estáveis e de menor valor energético. São sistemas sensíveis às condições climáticas, as quais regulam a atividade das algas e das bactérias envolvidas no processo de tratamento das águas residuárias. Comumente, os efluentes produzidos em lagoas de estabilização apresentam satisfatória redução do material orgânico afluente, porém, reduzida eficiência de remoção de nutrientes, de sólidos em suspensão e da presença de cianobactérias potencialmente tóxicas (BENTO, 2005).

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a predominância da atividade metabólica de degradação da matéria orgânica que se processa em seu interior, como sendo: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias. A taxa de ocorrência da fotossíntese nessas lagoas é determinada pela penetração da luz na massa líquida, e essa por sua vez é dependente da profundidade da lagoa (MENDONÇA, 2000). Como variantes, segundo a intensificação do processo, têm-se as lagoas com plantas macrófitas, lagoas aeradas, lagoas de polimento e outras.

Os ecossistemas presentes nos ambientes das lagoas de estabilização apresentam composições de flora planctônica relacionada a fatores intrínsecos locais como: climáticos, físicos, químicos e biológicos (competição e predação). Esses indivíduos são inter-relacionados por cadeias tróficas, em que as alterações processadas nos ambientes por mudanças das condições naturais ou por ações antrópicas criam instabilidades que podem repercutir na composição, densidade e biomassa da comunidade presente no meio líquido e conseqüentemente na eficiência do tratamento (REYNOLDS, 1998; REYNOLDS, 2002).

A fotossíntese que é proporcionada pelas algas que compõem o fitoplâncton é responsável pelas variações diárias na concentração de oxigênio dissolvido - OD, que pode alcançar valores superiores a 20 mg/L numa condição de supersaturação, e de pH, que pode alcançar valores maiores que 9,4. Por essa razão, o sistema de tratamento é adequado para países tropicais e

subtropicais, onde a disponibilidade de luz e temperatura são fatores que garantem o desempenho do sistema (VARON; MARA, 2004).

Um problema relacionado ao uso de lagoas no Brasil é que, embora as características climáticas favoreçam o desempenho desse tipo de tratamento, as temperaturas altas, a alta intensidade de radiação e a grande concentração de nutrientes, tendem a favorecer o crescimento de cianobactérias e conseqüentemente de cianotoxinas o que representa um risco significativo para o corpo receptor dos efluentes tratados por esse tipo de sistema. (MENDONÇA, 2000).

- **Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização**

Os principais mecanismos de remoção de poluentes que se desenvolvem no interior das lagoas de estabilização são: Reservação que proporciona a absorção de cargas orgânicas e hidráulicas; Sedimentação que promove a deposição de sólidos sedimentáveis no fundo da lagoa e Biodegradação da matéria orgânica que pode ser por digestão anaeróbia e/ou oxidação aeróbia (ARTHUR, 1983).

3.2 Tipos de Lagoas de Estabilização

A classificação das lagoas de estabilização pode ser fundamentada nos processos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica (digestão anaeróbia e/ou oxidação aeróbia). A partir desse princípio, as lagoas podem ser classificadas em quatro tipos: lagoa anaeróbia, facultativa, de maturação ou de polimento e de alta taxa de degradação, que corresponde a um caso especial da lagoa de maturação com menor profundidade (MARA, 1976; ARTHUR, 1983; VON SPERLING, 2002).

A classificação pode ser de acordo com as condições de chegada do esgoto, em lagoas primárias (aquelas que recebem esgotos brutos) e em lagoas secundárias (recebem efluente de uma primária).

A classificação pode ainda ser feita de acordo com a carga orgânica a que é submetida em: lagoa anaeróbia opera com altas cargas orgânicas e usa a digestão anaeróbia para degradação da matéria orgânica; lagoa facultativa opera com cargas orgânicas mais baixas que a anaeróbia e desenvolve algas nas camadas mais superficiais possibilitando a ocorrência de fotossíntese e lagoa de maturação, opera com baixa carga orgânica sendo predominantemente aeróbia, sendo sua principal função a destruição de organismos patogênicos (OLIVEIRA, 1999).

As lagoas de estabilização, segundo Von Sperling (2006), podem ser agrupadas em diferentes arranjos de número e formas, em série ou em paralelo, visando à maior flexibilidade operacional e aumento de eficiência dos resultados.

3.2.1 Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias possibilitam a entrada de elevadas concentrações de matéria orgânica, sendo indicadas para trabalhar com cargas de DBO e sólidos suspensos superiores a 300 mg/L (MARA; PEARSON, 1986). São baseadas em processos biológicos que dispensam a presença de luz solar e de produção de oxigênio molecular dissolvido, em função disso, são lagoas profundas com 3 a 5 metros de coluna de água, com finalidade de reduzir a penetração do oxigênio produzido na superfície pela fotossíntese e pela reaeração atmosférica.

Em sistemas formados por conjuntos de lagoas, as do tipo anaeróbias geralmente funcionam como unidades primárias para águas residuárias concentradas em matéria orgânica. É um tratamento com eficiência de remoção da ordem de 50 a 70% para DBO e em torno de 70% para os sólidos em suspensão. Deverá, portanto, ser seguido de tratamento complementar, tendo em vista que a DBO efluente é ainda elevada, seu processo de remoção de micro-organismos patogênicos é pequeno e, além disso, as bactérias indicadoras sobrevivem bem em meios anaeróbios (SILVA; MARA, 1979; VON SPERLING, 2002).

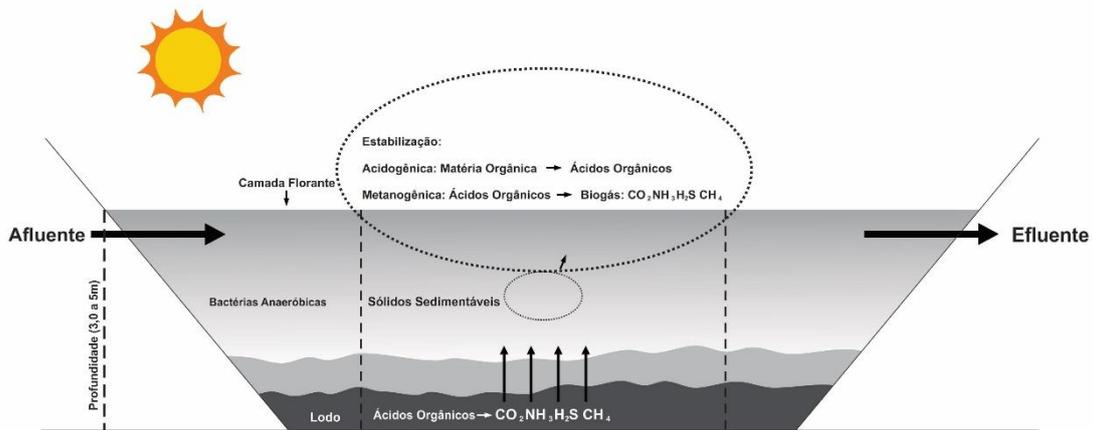
Segundo Von Sperling (2006), os sistemas de tratamento por lagoas de estabilização que incluem lagoas anaeróbias, proporcionam redução da área superficial do sistema como um todo. Porém apresentam algumas desvantagens como: possibilidade de emissão de maus odores em condições de pH baixo e liberação de gás sulfídrico (H_2S), produzido através da redução de sulfato e degradação de enxofre orgânico, além de camadas superficiais com presença de espuma.

O processo biológico que caracteriza as lagoas anaeróbias pode ser interpretado como sendo constituído de dois estágios e realizado por dois tipos distintos de bactérias, as acidogênicas e as metanogênicas nos quais os resíduos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) são biologicamente convertidos em metano e outros produtos (CASTRO; CORTEZ, 1998).

De acordo com Chernicharo (2000), as lagoas anaeróbias sofrem interferência do pH e da temperatura em seu mecanismo biológico. O efeito do pH se manifesta principalmente nas bactérias metanogênicas, muito sensíveis à variações de pH, com intervalo de tolerância entre 6,5 e 7,6. A temperatura, por sua vez, exerce influência sobre a velocidade do processo de digestão anaeróbia, atuando diretamente na taxa de crescimento dos micro-organismos, tendo em vista que os mesmos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, desta forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externo.

O tempo de detenção hidráulica - TDH nesse nas lagoas anaeróbias varia, em geral de 3 a 5 dias, sendo suficiente para propiciar uma redução considerável da matéria orgânica, através das etapas de liquefação e formação de ácidos pelas bactérias acidogênicas e formação de metano pelas das bactérias metanogênicas (VON SPERLING, 2006). A **Figura 3.1** mostra o desenho esquemático desse tipo de lagoa, com suas principais rotas metabólicas.

LAGOA ANAERÓBIA



FONTE: adaptado de SILVA FILHO, 2007.

Figura 3.1: Desenho esquemático de lagoa anaeróbia.

3.2.2 Lagoas facultativas

A classificação da lagoa de estabilização como facultativa se dá em função da presença de uma zona facultativa entre a zona aeróbia e a anaeróbia, onde ocorre o processo de estabilização da matéria orgânica. Seu funcionamento é baseado nas relações simbióticas entre algas e bactérias. A fotossíntese que é desenvolvida pelas algas durante o dia fornece o oxigênio necessário para a respiração de outros organismos presentes, como as bactérias, durante o processo de oxidação da matéria carbonácea. As bactérias, por sua vez produzem o dióxido de carbono necessário para a produção do material celular das algas. As algas, além do carbono, necessitam de nitrogênio e fósforo para se desenvolverem (VARON; MARA, 2004).

A maior parte do oxigênio dissolvido na água é fornecida pela ação fotossintética das algas que se localizam na zona fótica, embora a aeração superficial fornecida pelos ventos seja também uma porção considerável do oxigênio dissolvido da lagoa.

A turbidez característica do meio líquido e a absorção de luz solar pelas células das algas fazem com que a penetração efetiva da luz seja restringida à pequena profundidade, causando um decaimento da concentração de oxigênio

dissolvido de um valor máximo na superfície até o valor zero em zonas mais profundas, onde a demanda de oxigênio excede a sua produção.

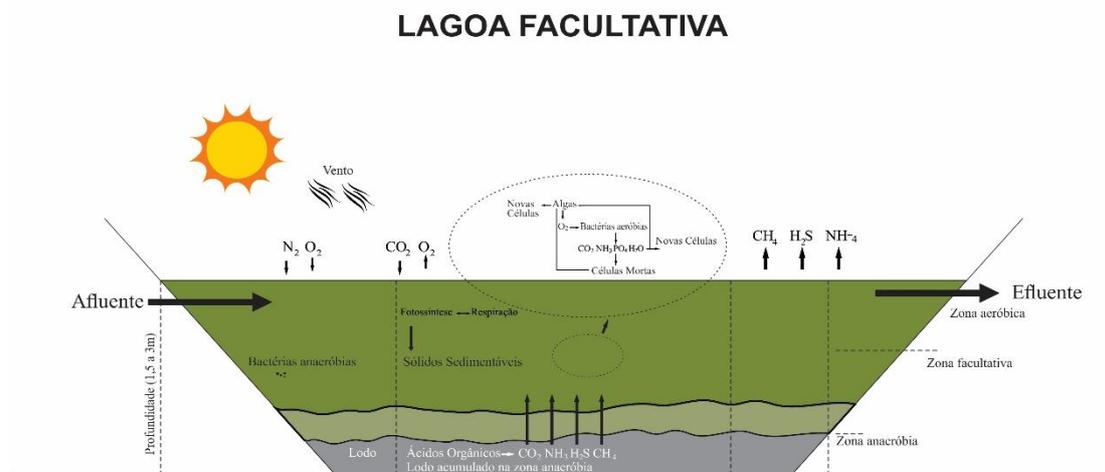
Na zona facultativa, as bactérias que prevalecem possuem dois tipos de respiração, podendo crescer tanto em meio aeróbio como em meio anaeróbio. Já no fundo da lagoa, zona anaeróbia, a matéria orgânica particulada sedimenta criando uma camada de lodo que sofre digestão anaeróbia semelhante à que ocorre nas lagoas anaeróbias (ARTHUR, 1983; KELLNER; PIRES, 1998).

As condições ambientais de temperatura, ventos e radiação solar são determinantes no funcionamento das lagoas facultativas, tendo importância fundamental no grau de mistura através de correntes de convecção, diminuindo a possibilidade de curtos circuitos e zonas estagnadas. Através do vento, dá-se a mistura vertical de oxigênio, da matéria orgânica, dos microrganismos e do movimento das algas não motoras. As algas motoras, por sua vez, vão para a superfície da lagoa em busca de temperatura mais elevada e luz para realização da fotossíntese.

O consumo de CO_2 no processo fotossintético provoca elevação do pH a valores que podem ultrapassar a 9, contribuindo para a formação de amônia. A amônia formada tende a provocar queda da alcalinidade através de dois tipos de processos: pela volatilização desse composto de nitrogênio ou por meio de sua incorporação à biomassa algal.

A elevação de pH pode ainda favorecer a precipitação de sais insolúveis de fosfato, como a hidroxiapatita ($\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$) e estruvita ($\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4$). Segundo Cavalcanti *et al.* (2001), a precipitação de sais insolúveis de fosfato juntamente com a assimilação pela biomassa das microalgas são os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização. A remoção de nutrientes em lagoas facultativas é considerada baixa, pois o pH nestas unidades não atinge, em geral, os valores elevados requeridos para uma remoção significativa (VON SPERLING, 2003).

A profundidade dessas lagoas situa-se na faixa de 1,5 a 3 m, sendo a zona aeróbia situada na camada superior próxima à superfície da lagoa, com uma profundidade entre 30 e 40 cm, onde ocorre uma proliferação de algas. O tempo de detenção hidráulica - TDH para esgoto doméstico é longo, situa-se normalmente na faixa de 15 a 17 dias. Apresenta estratificação térmica, química e biológica (zona facultativa) e elevada densidade de algas (VON SPERLING, 2002). A **Figura 3.2** mostra a representação dos principais processos metabólicos da lagoa facultativa.



FONTE: adaptado de SILVA FILHO, 2007.

Figura 3.2: Desenho esquemático de lagoa facultativa.

3.2.3 Lagoas de maturação ou aeróbias

As lagoas de maturação são de pequena profundidade, em geral de 1 a 1,5 m. Segundo Von Sperling (2002), um metro é uma profundidade ótima, o que faz com que os raios solares penetrem em seu interior resultando em maior atividade fotossintética em toda a massa líquida gerando um ambiente adverso à sobrevivência de micro-organismos patogênicos.

O tempo de detenção hidráulica - TDH é um importante parâmetro de projeto. Maiores TDH favorecem a eliminação de coliformes termotolerantes. O tempo

de retenção hidráulica mínimo para cada lagoa costuma ser de 3 dias (VON SPERLING, 2002).

As lagoas de maturação também chamadas de lagoas de polimento são reatores biológicos predominantemente aeróbios que têm a finalidade de “polir” o efluente tratado por lagoa de estabilização, principalmente facultativas ou por outros processos biológicos, tais como: lodos ativados, filtro biológico e reator UASB. Em geral, o afluente a essas lagoas possui um material orgânico praticamente já estabilizado e com oxigênio dissolvido presente.

A principal finalidade dessas lagoas é a remoção de micro-organismos patogênicos, porém ela pode contribuir para a remoção da matéria orgânica remanescente e de nutrientes. A remoção de cistos de protozoários e ovos de helmintos ocorre por sedimentação e a remoção de bactérias e vírus ocorre por irradiação solar, competição, supersaturação de oxigênio dissolvido e elevado pH. A eficiência na remoção de patógenos pode atingir 99,99%, a remoção de amônia pode alcançar valores acima de 80%. Já a remoção de fósforo é menor em torno de 50%. Esses valores dependem diretamente do número de lagoas de maturação existentes no sistema (VARON; MARA, 2004).

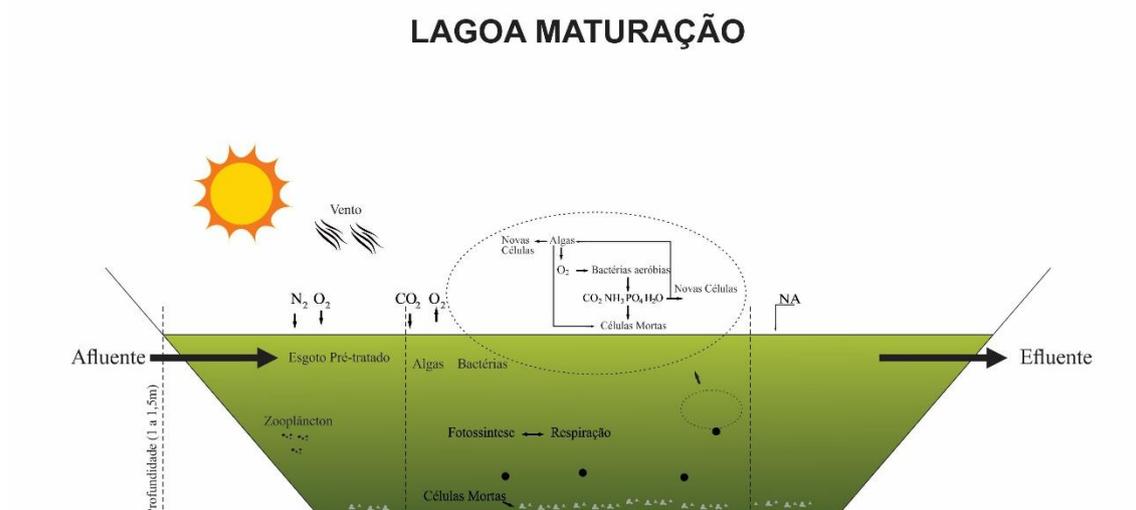
Em função da baixa carga orgânica que é aplicada a essas lagoas, ocorre uma menor produção de CO_2 nos processos de degradação da matéria orgânica quando comparado com o consumo de CO_2 pela atividade fotossintética. O resultado do balanço positivo no consumo de gás carbônico em relação a sua produção, eleva o valor de pH nas lagoas de maturação, potencializando a formação de amônia molecular que é gasosa e se desprende da massa líquida. O pH elevado, por sua vez, favorece uma maior concentração de íon fosfato, e em consequência, a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio (KATO; FLORÊNCIO, 2001).

O tratamento biológico que se processa no interior das lagoas de maturação apresenta elevada versatilidade metabólica devido à presença interativa da diversidade de espécies de algas e bactérias em convívio simbiótico. Esses organismos constituem ecossistemas estratificados compostos de micro-habitat

específicos, dispostos verticalmente em conformidade com os gradientes físicos e químicos do meio, e da fisiologia dos organismos presentes (MASSERET *et al.*, 2000).

As lagoas de maturação, segundo Von Sperling (2002), são capazes de atingir a eficiência de remoção de patógenos de 99,9999%, o que corresponde a valores menores do que 1000 coliformes termotolerantes em 100 mL de efluentes. Isto é decorrente das condições desfavoráveis a esses microorganismos proporcionadas por essas lagoas, tais como: concentração elevada de oxigênio dissolvido, pH elevado, penetração da radiação ultravioleta na coluna líquida e temperatura elevada, na qual a faixa ideal para atividade biológica ocorre entre 25 e 35°C.

De acordo com Oliveira (1999), esse processo representa uma alternativa econômica, segura e ambientalmente correta para desinfecção de efluentes, em substituição aos métodos tradicionais como a cloração. Isso se deve à presença de radiação ultravioleta ao longo de toda a coluna d'água. A **Figura 3.3** mostra a representação dos principais processos metabólicos da lagoa de maturação.



FONTE: adaptado de SILVA FILHO, 2007.

Figura 3.3 – Desenho esquemático de lagoa de maturação.

3.2.4 Eficiência das lagoas de estabilização

A avaliação da eficiência do tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização é em geral baseada em padrões físico-químicos e microbiológicos do afluente e do efluente do tratamento, calculando o percentual de eficiência de redução de parâmetros selecionados previamente. Os parâmetros mais utilizados nessa avaliação são aqueles que: caracterizam a remoção de matéria carbonácea (DBO_5 e DQO); os interferentes das reações químicas e biológicas (O_2 , temperatura e pH); os nutrientes (nitrogênio e fósforo); os condicionantes ambientais externos e as comunidades microbiológicas presentes no sistema.

3.2.5 Remoção de matéria carbonácea

DBO e DQO - A avaliação de remoção de matéria carbonácea é feita normalmente usando os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio - DBO_5 , que é uma medida da matéria orgânica biodegradável e demanda química de oxigênio – DQO, que é um parâmetro importante para observar o nível de facilidade ou dificuldade de biodegradabilidade dos despejos. A DQO identifica a matéria orgânica, independentemente de ser ou não biodegradável, portanto, os resultados dos testes de DQO são sempre maiores do que os de DBO_5 , geralmente o dobro em esgotos domésticos. A grande vantagem da DQO é o tempo necessário para a realização do teste, no máximo 4 horas contra 5 dias da DBO_5 . (PIVELI; KATO, 2005; VON SPERLING, 2005).

A eficiência de remoção da matéria carbonácea em lagoas de estabilização é em torno de 75 a 85%, segundo Von Sperling (2002). Segundo Mara *et al.* (1992), um sistema de lagoas bem dimensionado e operado pode alcançar mais de 90% de remoção de matéria orgânica, podendo proporcionar um efluente final com uma carga de DBO de 30 a 50 mg/L, dependendo das características do sistema.

3.3 Interferentes de reações químicas e biológicas

3.3.1 Potencial Hidrogeniônico

pH - o pH do meio é inter-relacionado com a temperatura e a intensidade de radiação solar e é determinante das reações químicas e do metabolismo fitoplanctônico. A influência se dá pela relação com o sistema de transporte de íons e a velocidade das reações metabólicas. Nas lagoas de estabilização, as mudanças diárias no valor do pH são, em geral, decorrentes de: consumo de CO₂ pela fotossíntese das algas durante as horas de luz do dia, a com elevação da temperatura e do valor do pH; e diminuição do valor durante a noite, com o aumento de CO₂ por conta da respiração, tanto das algas quanto das bactérias (CURTIS *et al*, 1992).

Sendo a temperatura variável em função da localização geográfica e das estações do ano e o pH dependente da temperatura da água, a ocorrência do fenômeno de estratificação térmica e química, observada em lagoas de estabilização em regiões de clima tropical e subtropical, é associado às temperaturas mais elevadas das camadas superficiais das lagoas e à velocidade e direção do vento que incide sobre o local, interferindo no processo de mistura da massa líquida (DUARTE, 1995).

Valores de pH permitem induzir sobre o comportamento dos organismos presentes nas lagoas de estabilização, ou seja: valor de pH acima de 8 é indicativo de consumo de CO₂ pela fotossíntese, superior ao que é produzido pela respiração; valor de pH inferior a 8 é indicativo de baixa eficiência da fotossíntese e aumento da concentração de CO₂ no meio (KAYOMBO *et al.*, 2002).

A presença de CO₂ no meio, que é disponibilizada para fotossíntese das algas depende diretamente da oxidação aeróbia da matéria orgânica do esgoto pelas bactérias heterotróficas. Essas bactérias são as responsáveis pela remoção da matéria orgânica em lagoas de estabilização, sendo o valor de pH ótimo para o seu desempenho em torno de 8,3. Já para a maioria das algas, o pH ótimo é

em torno de 8. Valores muito acima ou abaixo deste diminuem a produtividade (PEARSON, 2005).

Pearson *et al.* (1987) demonstraram que valores de pH de aproximadamente 9 ou acima tendem à aceleração do decaimento de coliformes termotolerantes em lagoas de estabilização.

3.3.2 Nutrientes: Nitrogênio e Fósforo

As bactérias e algas necessitam de uma fonte de nutrientes para crescerem e se multiplicarem. Os principais nutrientes requeridos por esses organismos são: carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre, sendo os requeridos em maior quantidade o nitrogênio, fósforo e carbono, considerados elementos limitantes de reprodução e desenvolvimento (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Cada espécie de alga tem preferência por determinadas formas de compostos, principalmente nitrogênio e carbono. As principais fontes de nitrogênio disponíveis nas lagoas são os radicais amônios, nitritos e nitratos, que são usados pelas algas na síntese de compostos como aminoácidos e proteínas. O fósforo é também um nutriente essencial como regulador da produtividade, em função de seu papel intracelular de síntese molecular e transporte de íons, estando disponível sob a forma de ortofosfato - PO_4^{4-} (VARON; MARA, 2004).

Compostos de Nitrogênio (Nitrogênio Total - NTK, Nitrogênio Amoniacal e Nitrito) – os compostos de nitrogênio são tidos como micronutrientes para os processos biológicos, pois, depois do carbono, são eles os elementos exigidos em maior quantidade pelas células vivas. Nitrogênio orgânico e amônia são as formas mais abundantes em lagoas de estabilização. Dentre as rotas de transformação do nitrogênio em lagoas de estabilização, destacam-se os processos de oxidação e redução, responsáveis pela interconversão entre espécies em diversos estados de oxidação e agregação física. Além destes mecanismos, uma parcela do nitrogênio orgânico sofre sedimentação e é digerido anaerobicamente no fundo da lagoa, sendo esse um dos processos

efetivos na remoção de nitrogênio nestes sistemas (CAMARGO VALERO *et al.*, 2010).

Os processos de transformação a que são submetidos os compostos de nitrogênio nas lagoas de estabilização sofrem interferência das condições climáticas que determinam as interações entre as múltiplas comunidades de micro-organismos aeróbios, anaeróbios e anóxicos presentes e as reações destes micro-organismos com os elementos físico-químicos do meio (VARON; MARA, 2004).

As principais vias de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização têm sido atribuídas aos mecanismos de: absorção pelo fitoplâncton na forma de (NH_4^+); à sedimentação da biomassa morta na forma de nitrogênio orgânico; ao ciclo do nitrogênio por processo de nitrificação-desnitrificação e por volatilização na forma de amônia não ionizada NH_3 (CAMARGO VALERO *et al.*, 2010).

Estudos realizados por Camargo Valero e Mara (2007b) sugerem que, mesmo em períodos onde a temperatura e o pH são favoráveis à volatilização da amônia na forma de NH_3 , o principal mecanismo de retirada da amônia em lagoas de estabilização é por via da absorção pelo fitoplâncton, associado à sedimentação de nitrogênio orgânico quando a biomassa morre e sedimenta ao longo da lagoa.

O nitrogênio amoniacal presente nas lagoas de estabilização está sob as formas gasosa (NH_3) e iônica (NH_4^+) em equilíbrio, onde a concentração de cada espécie depende do deslocamento do equilíbrio, o qual é influenciado pela concentração de íons de hidrogênio no meio (pH) e pela temperatura (REED, 1985). A alta concentração de amônia livre, por sua vez, segundo Azov e Goldman (1982), pode inibir o crescimento fitoplanctônico e a concentração do íon amônio de 34 mg.L^{-1} (pH em torno de 9,5 e temperatura entre 20 e 25°C) reduz a atividade fotossintética em 20 % em águas superficiais.

Compostos de fósforo (Fósforo total e ortofosfato) - o fósforo é um importante constituinte nos sistemas biológicos. Essa importância é devida ao papel desse elemento no metabolismo dos seres vivos, em processos como: armazenamento de energia (molécula de ATP) e estruturação da membrana celular através dos fosfolipídios. A solubilidade do fósforo nas águas residuárias é relacionada ao perfil do pH, quando o pH aumenta, o fósforo torna-se mais solúvel (ESTEVEES, 1998).

A remoção de fósforo em lagoas de estabilização é relativamente baixa e é atribuída à precipitação de sais insolúveis de fosfato, associada à assimilação de fósforo pela biomassa. Embora o controle da presença dos compostos de fósforo no efluente das lagoas de estabilização mereça destaque pela sua relação com a eutrofização do corpo receptor, os mecanismos promotores da sua remoção são pouco estudados (VARON; MARA, 2004).

3.4 Interferência das variáveis ambientais na eficiência das lagoas de estabilização

As lagoas são sistemas de tratamento de águas residuárias que têm o seu desempenho influenciado por vários fatores, dentre eles, as condições climáticas e suas variações sazonais com reflexos diretos na eficiência dos processos. Os principais fatores ambientais que afetam o funcionamento das lagoas são: a radiação solar; a temperatura e os ventos. Esses três fatores podem influenciar na velocidade da fotossíntese, na taxa de decomposição bacteriana, na solubilidade e transferência dos gases, nas condições de mistura e na reaeração de mistura. A precipitação pluviométrica e a evaporação também devem ser consideradas, embora suas interferências ocorram em menores proporções (MATSUZAKI *et al.*, 2004).

Em função das variações climáticas a que são submetidas, as lagoas de estabilização os valores de oxigênio dissolvido, resultantes da fotossíntese oxigênica durante as horas do dia, podem alcançar valores de supersaturação nas camadas superficiais, entre 300% e 400%, coincidentes com os picos na intensidade luminosa e à noite quando a fotossíntese oxigênica cessa, o

oxigênio é rapidamente consumido por processos respiratórios aeróbios (KAYOMBO *et al.*, 2002).

3.4.1 Temperatura

Uma desvantagem das lagoas facultativas e de maturação, segundo Von Sperling (2002), é terem o desempenho influenciado pelas condições de temperatura e insolação. A temperatura é de grande importância para o funcionamento de lagoas de estabilização, devido a sua relação com a radiação solar que influi na velocidade da fotossíntese e no metabolismo dos organismos presentes, influenciando diretamente na atividade e na velocidade de crescimento das algas e das bactérias heterotróficas. A atividade biológica decresce à medida que cai a temperatura - uma queda de 10°C na temperatura reduzirá a atividade microbiológica aproximadamente pela metade. Isso se deve ao fato desses organismos não terem capacidade de autorregulação de suas temperaturas internas e de ser a temperatura fator determinante do seu metabolismo e de suas necessidades nutricionais. O calor e suas variações são importantes na regulação da taxa de reações químicas dos processos biológicos com grande influência na distribuição e densidade do fitoplâncton (DANTAS *et al.*, 2008).

A temperatura tem um efeito direto sobre a cinética das reações químicas, as estruturas das proteínas e funções enzimáticas dos organismos, portanto as atividades biológicas dos organismos aquáticos sofrem constantes alterações em função das frequentes modificações comportamentais do meio, como quando da elevação da temperatura, que, no caso, os obriga a um consumo maior de oxigênio. Os gases na água ou a solubilidade dos gases nos líquidos é inversamente proporcional à temperatura, de modo que, quanto maior a temperatura de um líquido, menor a possibilidade desse líquido reter os gases (CAMARGO VALERO *et al.*, 2010).

A energia térmica introduzida na lagoa é devido à radiação atmosférica e à temperatura do esgoto afluente, sendo que a radiação solar de ondas curtas que penetra na interface ar-água constitui-se na energia para promoção da

fotossíntese das algas. A temperatura da água acelera o metabolismo das algas, afeta a velocidade de reação da fotossíntese e com isso aumenta a produção da maior parte do oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização, portanto, o crescimento das algas e a produção de oxigênio estão estreitamente relacionados e são controlados, basicamente, pela temperatura e intensidade de luz incidente nas lagoas (DUARTE, 1995).

Estratificação térmica: O aquecimento das camadas superiores pela incidência da radiação solar durante o dia pode provocar uma grande diferença entre a temperatura da superfície e a do fundo nas lagoas de estabilização, gerando gradiente térmico com formação de estratos diferenciados ao longo da coluna de água, principalmente relacionados ao oxigênio dissolvido, pH, fitoplâncton e precipitação de sólidos sedimentáveis (RUOCHUAN; STEFAN, 1995).

Nas regiões que apresentam elevadas temperaturas, a exemplo do semiárido nordestino, é de se esperar que ocorra esse fenômeno onde é intensa radiação solar ao longo do dia. O processo sofre interferência das condições do vento.

Uma das principais consequências da estratificação térmica é a redução do volume útil da lagoa, que pode proporcionar a formação camadas no corpo hídrico com comportamento distinto entre si, uma superior com maior atividade biológica e menor densidade e uma inferior com maior densidade e com comportamento de anaerobiose. A redução do volume útil da lagoa tem como consequência a diminuição do tempo de detenção hidráulica, o que pode comprometer a eficiência do sistema. Gradiente de 0,6 °C/m é um limite considerado para identificar a ocorrência de estratificação termal (KELLNER; PIRES, 2002).

Estudos realizados por Kellner e Pires (1998) mostram que a temperatura influencia bastante na eliminação da população bacteriana, devido às substâncias tóxicas produzidas pelo estímulo das atividades metabólicas das algas.

3.4.2 Radiação solar

A radiação solar é determinante da eficiência de funcionamento das lagoas de estabilização tendo em vista o papel que desempenha no processo fotossintético e na produção de oxigênio pelas algas. A velocidade da fotossíntese fica reduzida em tempos nublados tendendo a aumentar em condições de céu limpo e sem nuvens (REYNOLDS, 1998).

Segundo Richmond, (1988), a intensidade da radiação solar em ambientes ricos em nutrientes faz com que a fotossíntese do fitoplâncton aumente, podendo atingir o ponto de saturação, que é a taxa máxima de crescimento algal. Quando a intensidade de luz ultrapassa o ponto de saturação, pode ocorrer foto-inibição ou foto-oxidação e conseqüentemente diminuição da produtividade ou crescimento das algas.

O crescimento elevado do fitoplâncton pode comprometer a transparência das lagoas, reduzindo a porção iluminada da coluna d'água, denominada zona eufótica - ZE (PARK *et al.*, 2011). A porção iluminada da coluna d'água pode variar desde alguns centímetros até alguns metros, sendo as condições favoráveis ao crescimento das algas e dispersão de oxigênio, de maneira geral, restrita aos primeiros 0,60 m de profundidade da lagoa de estabilização.

3.4.3 Ventos

De acordo com Von Sperling (2002), a ação dos ventos contribui para introduzir oxigênio do ar na massa líquida exercendo papel importante na sua homogeneização permitindo maior contato da água residuária com os micro-organismos.

O vento e a temperatura são importantes fatores que propiciam mistura nas lagoas de estabilização influenciando diretamente na eficiência do sistema através dos mecanismos: de minimização da ocorrência de curtos-circuitos e zonas mortas; da melhoria na distribuição vertical de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), algas e oxigênio; do favorecimento do transporte das algas

não motoras para a zona fótica e do oxigênio produzido pela fotossíntese na zona fótica para as camadas mais profundas (SILVA; MARA, 1979).

A turbulência provocada pelo vento também pode favorecer a formação de curto-circuito nas lagoas. Por outro lado, o vento exerce influência nas condições de mistura e na reaeração atmosférica (VON SPERLING, 2002).

Pesquisadores como Aldana; Lloyd; Guganesharajsh; Brancho, (2009) têm avaliado a influência do vento no comportamento hidrodinâmico de lagoas de estabilização em escala real, visando à obtenção de conhecimento que ajude na concepção de projetos mais eficientes com maior aproveitamento da área útil das lagoas, favorecendo a mistura e a atividade biológica.

3.4.4 Precipitação

Com relação à precipitação pluviométrica, segundo Matsuzaki *et al.* (2004), a precipitação de água de chuva diretamente sobre o espelho de água da lagoa praticamente não provoca, nenhum efeito adverso, mas a admissão de águas pluviais nas redes coletoras provoca uma série de problemas tais como: diluição das águas residuárias, diminuição do tempo de detenção, mudança de temperatura da massa líquida, arraste da população de algas e uma redução temporária do rendimento da lagoa.

3.4.5 Evaporação

A evaporação intensa da água de uma lagoa pode provocar redução da lâmina d'água interferindo no processo operacional, produzir um aumento da salinidade com efeitos nocivos aos processos osmóticos nas células dos micro-organismos, aumento do tempo de detenção hidráulica e o aparecimento de vegetação emergente no meio alterando o equilíbrio biológico (MATSUZAKI *et al.*, 2004).

3.5 Comunidades fitoplanctônicas em lagoas de estabilização.

A presença do fitoplâncton em lagoa de estabilização é essencial para a produção do oxigênio necessária à degradação da matéria orgânica.

O fitoplâncton é um dos grupos de organismos microscópicos mais abundantes em lagoas de estabilização, muitos gêneros têm o seu metabolismo adaptado ao ambiente interno dessas lagoas, tendo a sua abundância e distribuição dependente de condicionantes ambientais e suas variações, tais como: temperatura, velocidade e direção dos ventos, pluviosidade, concentração de nutrientes e pH. Devido à dependência da luz solar, habitam a zona eufótica, otimizando o tempo de residência nos estratos superiores da coluna de água através de diversas estruturas ou mecanismos tais como: e.g. flagelos, vacúolos de gás, aumento da relação área superficial/volume (GONÇALVES, 2008). A diversidade desses organismos tem sido motivo de investigação para muitos pesquisadores no sentido de avaliar sua influência na remoção da matéria orgânica presente nesse tipo de ambiente.

O conhecimento da comunidade fitoplanctônica, definida como aquela composta por organismos fotoautótrofos portadores de clorofila, compreende um instrumento importante na compreensão da dinâmica das cianobactérias e, portanto, dos impactos nos corpos hídricos receptores de efluentes tratados (BICUDO; MENEZES, 2006).

Nos ambientes das lagoas de estabilização, as algas e cianobactérias são os principais componentes do fitoplâncton, sendo diversificadas do ponto de vista taxonômico, morfométrico e fisiológico, que se comportam de forma diferente de acordo com os parâmetros físicos e químicos, como a luz, a temperatura e a concentração de nutrientes (PARK *et al.*, 2011). A multiplicidade fisiológica do fitoplâncton permite a coexistência de diversas espécies em interação contínua num mesmo volume de água, além de uma distribuição espacial e sucessão sazonal da comunidade em resposta a variações dos parâmetros ambientais.

No Brasil, merecem destaque os seguintes grupos taxonômicos: Cyanobacteria (cianobactérias), Chlorophyceae (algas verdes), Chrysophyceae (crisofíceas), Bacillariophyceae (diatomáceas), Cryptophyceae (criptofíceas), Dinophyceae (dinoflagelados), Euglenophyceae (euglenófitas) e Conjugatophyceae (e.g. desmidiáceas). Entre as cianobactérias, as *Microcystis* e *Cilindropermopsis* constituem os principais gêneros produtores de toxinas (VIEIRA; PEREIRA; DERBÓCIO, 2009).

A sobrevivência e o desenvolvimento de espécies do fitoplâncton que permitam acréscimo da população dependem dos mecanismos de adaptação bióticas e abióticas no ambiente aquático da lagoa de estabilização. Há vários fatores bióticos e abióticos que interferem na ecologia do fitoplâncton, dentre eles, destaca-se a luz. A luz penetra no meio decrescendo sua intensidade exponencialmente com a profundidade e a transmissão do ambiente, sendo afetada pela presença de partículas em suspensão, que influenciam sua absorção e dispersão. Por isso, a radiação fotossintetizante ativa absorvida pelo fitoplâncton também varia grandemente (2%-60%) em relação à radiação incidente, inclusive sazonalmente. Essa variação, dependendo das especificidades adaptativas de cada espécie, em geral mais luz significa mais fotossíntese, mas cada espécie apresenta uma capacidade máxima de aproveitamento dos fótons pelo aparato fotossintético (BICUDO; MENEZES, 2006).

Outro fator determinante do desenvolvimento do fitoplâncton é a temperatura. O calor e suas variações são importantes na regulação da taxa de reações químicas dos processos biológicos como a fotossíntese e a respiração e para o estabelecimento da estratificação térmica, com grande influência na distribuição e densidade do fitoplâncton. No caso de clima semiárido, é esperado que as diferenças de temperatura gerem camadas líquidas com diferentes densidades, onde a energia do vento não é suficiente para agitar a água e promover a mistura parcial ou total da coluna de água, portanto, o calor não se distribui uniformemente, gerando a estratificação térmica (MATSUZAKI *et al*, 2004).

Diversos gêneros de organismos fitoplanctônicos são adaptados às condições presentes no interior de lagoas de tratamento de efluentes, sendo responsáveis pelos processos fotossintéticos que garantem a oxigenação do meio e a remoção de nutrientes e carbono pela incorporação desses elementos em seu metabolismo. Esses organismos estão presentes em lagoas facultativas, de polimento e de maturação, estabelecendo relação de mutualismo com a comunidade bacteriana constituindo um dos principais fatores do tratamento biológicos que se processa dentro das lagoas (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Em estudos realizados por Aquino *et al.* (2010) na ETE Malvas em Juazeiro do Norte – CE, a análise do fitoplâncton no efluente das lagoas facultativa e de maturação revelou a presença de 23 táxons pertencentes às divisões: *Cyanophyta*, *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Euglenophyta*.

Dentre os organismos que compõem o fitoplâncton, o grupo das cianofíceas ou cianobactérias é o mais problemático do ponto de vista sanitário e tende a ser dominante em ambientes eutróficos em relação a outros gêneros, pelo fato de possuir grande capacidade adaptativa em decorrência de características como: capacidade de armazenar fósforo no interior da célula, divisão celular quando o fósforo é limitante, fixar nitrogênio atmosférico e habilidade de migrar na coluna de água por possuírem aerótropos, que lhes permitem maior eficiência à luz e aos nutrientes. Este grupo ocorre preferencialmente em pH variando entre 6,0 e 9,0 e temperatura entre 15°C - 30°C (BARRINGTON *et al.*, 2013).

No fitoplâncton das lagoas de estabilização normalmente estão presentes três divisões de algas: *Cyanophyta*, *Chlorophyta* e *Euglenophyta*. A **Tabela 3.1** apresenta alguns dos gêneros pertencentes a essas divisões.

Tabela 3.1. Divisões e Gêneros de microalgas presentes em lagoas de estabilização.

Referencias*	
Divisão	Gênero
Cyanophyta	<i>Anabaena, Aphanocapsa, Aphanothece, Arthrospira, Chroococcus, Eucapsis, Lyngbya, Merismopedia, Microcystis, Oscillatoria, Phormidium, Planktothrix, Pseudoanabaena, Raphidiopsis, Spirulina, Synechocystis</i>
Chlorophyta	<i>Actinastrum, Ankistrodesmus, Chlamydomonas, Chlorella, Chlorococcales, Chlorogonium, Chroococcus, Closteriopsis, Coelastrum, Crucigeniella, Desmodesmus, Dictyosphaerium, Eudorina, Golenkiniopsis, Kirchneriella, Micractinium, Monoraphidium, Monoraphidium, Planktosphaeria, Oocystis, Oocystis, Pandorina, Pediatrum, Radiococcus, Scenedesmus, Schroederia, Sphaerocystis, Volvox</i>
Euglenophyta	<i>Euglena, Lepocinclis, Phacus, Strombomonas, Trachelomonas</i>

Nota: Trabalhos consultados: Falco (2005), Furtado *et al.* (2009), Sperling e Oliveira (2012), Pastich (2011).

3.5.1 Cianobactérias

As cianobactérias são micro-organismos fotossintetizantes capazes de colonizar praticamente todos os ecossistemas terrestres, embora sejam mais comumente encontradas nas comunidades planctônicas de ambientes marinhos e de águas doces. São procariontes em sua organização celular e por isso muito semelhantes às bactérias. Em sua longa história evolutiva, as cianobactérias desenvolveram mecanismos de tolerância e adaptabilidade a condições ambientais extremas sendo capazes de resistir à incidência de raios ultravioletas, concentrações elevadas de metais pesados, baixas concentrações de oxigênio, baixas e altas temperaturas, podendo ser encontradas em fontes termais, neve e deserto (WHITTON; POTTS, 2000).

Algumas espécies são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico na forma metabolizável de amônio e formarem acinetos em estruturas denominadas heterocitos, que são células diferenciadas que funcionam como esporos de

resistência e controle de suas posições na coluna d'água através de estruturas denominadas aerótropos (WHITTON; POTTS, 2000). Possui capacidade de produzir pigmentos acessórios necessários à absorção mais eficiente da luz em qualquer habitat e metabolismo no citoplasma que permite estoque de nutrientes essenciais (REVIERS, 2006).

Em ambientes aquáticos com altas cargas de matéria orgânica, como é o caso das lagoas de tratamento de esgotos, as cianobactérias tendem a serem os grupos dominantes do fitoplâncton (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A presença de florações de cianobactérias representa uma preocupação crescente, pelo risco iminente de produção e liberação de toxinas no meio líquido, capazes de afetar a vida humana e de outros animais. A intoxicação pode ocorrer pela ingestão ou contato de água contaminada ou ainda pelo consumo de pescado contaminado (GONÇALVES, 2008). Alguns desses organismos podem causar problemas para as estações de tratamento de água porque produzem Geosmina e MIB – 2-metil-isoborneol como composto metabólico. A presença desse composto interfere no processo de filtração da água, podendo elevar a perda de carga dos filtros e provocar alterações de sabor e odor na água tratada, além de toxinas responsáveis por sérios problemas de saúde pública (CARVALHO *et al.*, 2013).

No Brasil, vários trabalhos já foram realizados com o objetivo de identificar cianobactérias potencialmente tóxicas e os fatores interferentes do seu crescimento em reservatórios eutróficos e lagoas de tratamento de esgotos (OLIVEIRA; SPERLING, 2005). Vários grupos taxionômicos já foram identificados em locais diversos do país e relatados como potenciais produtores de toxinas, como as espécies de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, identificadas por Carvalho *et al.* (2013), no estado de São Paulo. Estudos foram também realizados por Pastich *et al.* (2016) em lagoas de tratamento de esgotos em Petrolina – PE, onde foram identificados os grupos *Cyanophyta*, *Chloophyta* e *Euglenofita*, sendo as espécies *Oscillatoria sp.* e *Microcystis aeruginosa* consideradas potencialmente tóxicas.

As cianobactérias, segundo Van Liere e Walsby (1982), podem manter uma taxa de crescimento comparativamente maior do que o restante do fitoplâncton quando a intensidade de luz é baixa, pois sua constante de manutenção é baixa, o que significa que elas exigem pouca energia para conservarem suas estruturas e funções celulares. Essa é uma vantagem competitiva em relação a outros grupos fitoplanctônicos em condições de turbidez elevada.

A maioria das cianobactérias produz glicogênio e acumula durante o dia como produto de crescimento fotoautotrófico para usar como fonte de energia durante a noite degradando por via oxidativa pentose-fosfato (STAL; MOEZELAAR, 1997). A energia metabólica é gerada pela respiração com oxigênio, que é o receptor final de elétron.

Na maioria das cianobactérias, o crescimento ocorre durante a fotossíntese, e apenas um pequeno número de espécies pode crescer como quimioorganotróficos no escuro. A ocorrência e sobrevivência de cianobactérias que vivem em ambientes que são permanentemente anóxicos ou em ambientes que se tornam anóxicos à noite dependem da sua capacidade de gerar energia no escuro.

O monitoramento de cianobactérias é estabelecido pelo Ministério da Saúde, através da Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011, Artigo 40 Parágrafo 1º, que determina que: “Para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, deve ser realizado o monitoramento de cianobactérias, buscando-se identificar os diferentes gêneros, no ponto de captação do manancial superficial...” e no Parágrafo 4º, que “Quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/ml deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal”. Ainda no Parágrafo 6º, ainda no Artigo 40, da referida portaria estabelece que: “Em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento ou qualquer intervenção que provoque lise das células”.

3.5.2 Cianotoxinas

As toxinas, segundo Carmichael (1996), são metabólitos secundários que possuem um efeito nocivo sobre outros tecidos, células ou organismos. O papel das toxinas produzidas pelas cianobactérias ainda não foi completamente esclarecido pelos especialistas. Algumas hipóteses apontam para uma função protetora contra herbivoria do zooplâncton, outras de que as cianotoxinas poderiam atuar como quelantes de metais pesados, ou ainda que possam servir de comunicação intercelular, outras sugerem que eles auxiliam na melhor captação da luz solar ou ainda que as cianotoxinas podem representar moléculas potencialmente mediadoras de interações de cianobactérias com outros organismos, tais como: bactérias heterotróficas, fungos, protozoários e algas (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

As toxinas das cianobactérias causam graves problemas a animais terrestres, aquáticos e humanos, por ingestão ou contato com a água contaminada. De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas são classificadas como: peptídios cíclicos, alcaloides e lipopolissacarídeos e de acordo com sua ação farmacológica em: hepatotóxicas (microcistina, nodularina e cilindropermopsina), neurotóxicas (anotoxina-a, anotoxina-a(s) e saxitoxina) e dermatotóxicas (BRASIL, 2003).

Trabalhos têm identificado florações de cianobactérias em lagoas de estabilização, com produção de cianotoxinas, onde os gêneros produtores das Microsistinas são: *Nostoc*, *Anabaena*, *Myrosystis*, *Pantotrix*, *Hepalosiphon*, *Synechocystis*, *Oscillatoria* e *Aphanocapsa*; o gênero produtor das nodularinas é o *Nodularia* e gêneros produtores das neurotoxinas São: *Aphanizomenon*, *Anabaena Dolichospermum* e *Cylindrospermopsis*. Já as dermatotoxinas são produzidas por cianobactérias em geral (OUFDOU *et al.*, 2000; FURTADO *et al.*, 2009; KOTUT *et al.*, 2010; PASTICH, 2011).

As hepatotoxinas são as principais causadoras das intoxicações por cianobactérias. Possuem uma ação mais lenta que as neurotoxinas, podendo

causar a morte por hemorragia hepática e choque hipovolêmico (CARMICHAEL, 1994). Nesse grupo, estão as microcistinas, que são excessivamente estáveis quando o pH é próximo da neutralidade, além de serem resistentes à hidrólise química e à oxidação. A toxicidade das Microcistinas é mantida até com a fervura (SAT'ANNA *et al.*, 2006).

A cilindrospermopsina é um alcaloide hepatotóxico que, em sua forma pura, afeta principalmente o fígado, além de induzir sintomas patológicos nos rins e coração. São conhecidas três espécies de cianobactérias produtoras desses alcaloides: *Cylindrospermopsis raciborskii* (OHTANI *et al.*, 1992), *Umezakia natans* (HARADA *et al.*, 1994) e *Aphanizomenon ovalisporum* (BANKER *et al.*, 1997). Em bioensaios realizados em ratos foi identificado que essa toxina apresenta DL50 de 2,1 mg.kg⁻¹ em 24 horas e 0,2 mg.kg⁻¹ em 5-6 dias. (CHORUS; BARTRAM, 1999).

As neurotoxinas são alcaloides de ação rápida, causadores de bloqueio neuromuscular sendo de grande importância farmacológica pelo poder de provocar a morte instantânea de animais devido à parada respiratória. Alguns estudos têm apontado a neurotoxina β-N-metilamino-L-alanina - BMAA produzida por alguns gêneros de cianobactérias, como suspeita de causar esclerose amiotrófica lateral - ELA, doença neurológica que se caracteriza por paralisia progressiva dos membros. Pesquisas feitas com cianobactérias planctônicas no estado de São Paulo revelaram a presença de BMAA em 97% das amostras, a maioria dos gêneros *Microcystis*, *Dolichospermum* e *Cylindrospermopsis* (CARVALHO *et al.*, 2013).

As anatoxinas são alcaloides neurotóxicos de baixo peso molecular e alta toxicidade. Bioensaios em ratos demonstraram valores de DL50 entre 200 e 250 µg.kg⁻¹ para anatoxina-a e homoanatoxina-a. Para anatoxina(s), a DL50 foi de 20 µg.kg⁻¹ de peso corpóreo. (CARMICHAEL *et al.*, 1996).

As Saxitoxinas também alcaloide são carbamatos neurotóxicos, produzidas por cianobactérias de águas marinhas e/ou doces. Bioensaios em ratos mostraram que Intoxicações por essas substâncias causaram uma morte rápida (2-30

minutos) por parada respiratória. As Saxitoxinas e seus análogos apresentam diferentes estruturas químicas e, conseqüentemente, diferentes toxicidades (CALIJURI *et al.*, 2006).

Os gêneros de cianobactérias dermatotóxicas podem produzir toxinas causadoras de irritação ao contato com a pele além produzir tumor e irritantes gástricos não totalmente elucidados (VAN APELDOORN *et al.*, 2007). Essas toxinas são comumente encontradas nas membranas celulares de bactérias Gram negativas e são identificadas como lipopolissacarídeos - LPS (CRORUS *et al.*, 1999). Os principais fatores interferentes na formação de florações de cianobactérias produtoras de toxinas segundo Huszar (2000), são: o tempo de detenção hidráulica, a carga de nutrientes, a temperatura elevada e a estratificação térmica.

3.5.3 Interferências ambientais na produção de cianotoxinas

Estudo realizado por Lagos *et al* (1999) mostra a dificuldade na compreensão do papel das cianotoxinas, uma vez que a uma mesma espécie de cianobactéria, em diferentes regiões do planeta, pode produzir diferentes toxinas, como é o caso de *Cylindrospermopsis raciborskii*, produtora de cilindrospermopsina na Austrália e de saxitoxinas no Brasil.

A produção de toxina varia em cada espécie de cianobactéria é resultante da interação de vários fatores, dentre eles, a genética, o estado fisiológico do organismo e os parâmetros ambientais.

Também ainda não é claro qual o papel de fatores ambientais no controle da produção dessas toxinas. Florações em um mesmo corpo d'água têm demonstrado que podem variar na toxicidade em um curto espaço de tempo, ou até mesmo deixar de ser tóxica. Assim, os fatores ambientais poderiam estar influenciando na produção de cianotoxinas de duas maneiras: regulando a abundância das cepas produtoras de toxinas e/ou a produção de toxinas por cepas toxigênicas.

As microcistinas, devido a sua maior ocorrência em todo o mundo, são as que contemplam a maioria dos estudos sobre a influência de fatores ambientais na sua produção pelas cianobactérias. Em condições controladas de laboratório, a produção de microcistinas, por diferentes cepas, principalmente de *M. aeruginosa*, foi avaliada em relação à intensidade luminosa, (WIEDNER *et al.*, 2003), bem como efeitos interativos do fósforo e nitrogênio (VÉZIE *et al.*, 2002). Esses autores encontraram uma correlação positiva entre a produção de microcistinas por *M. aeruginosa* e a taxa de crescimento sob uma condição limitante de nitrogênio e concluíram que existe uma correlação linear entre a divisão celular e as taxas de produção de microcistinas por todas as espécies, independente do parâmetro ambiental que esteja provocando a limitação da divisão celular.

A Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde, através do Artigo 40 parágrafo 1º, estabelece que: “Para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, deve ser realizado o monitoramento de cianobactérias, buscando-se identificar os diferentes gêneros, no ponto de captação do manancial superficial...”. No Parágrafo 4º, que: “Quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/ml, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal” e no Parágrafo 6º estabelece que: “Em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento ou qualquer intervenção que provoque lise das células.”

3.5.4 Risco de contaminação por cianotoxinas no Nordeste brasileiro

O Nordeste brasileiro apresenta condições favoráveis à contaminação de pessoas por toxinas produzidas por cianobactérias. Segundo Tsukamoto e Takahashi (2007), o clima sempre quente e os mananciais constituídos por açudes e pequenos corpos d'água sem renovação da água facilitam a aspiração de espuma de cianobactéria durante a captação nas estações de

tratamento de água, tendo em vista que as cianobactérias tóxicas mais frequentemente envolvidas em florações (*Cylindrospermopsis*, *Anabaena*, *Microcystis* e outras), se acumulam na superfície da água formando espuma verde flutuante.

No estado da Bahia, há registro de intoxicação de pessoas por toxinas contidas em cianobactérias, ocasionando a morte de oitenta e oito pessoas após consumo de água proveniente do reservatório Itaparica, afetado por florações de cianobactérias *Microcystis* e *Anabaena* (TSUKAMATO; TAKAHASHI, 2007).

4 ESTUDO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

4.1 Materiais e Métodos

4.1.1 Caracterização da área experimental

Como objeto de estudo, foi utilizado a ETE - Leste do município de Petrolândia, localizada no semiárido pernambucano, região Nordeste do Brasil. O referido estudo constou da avaliação da qualidade da água efluente da ETE; da interferência das condições ambientais na dinâmica das populações de algas e da avaliação do potencial de reutilização de efluentes para fins agrícolas.

O município de Petrolândia – PE é localizado na região Submédio São Francisco, microrregião de Itaparica ($9^{\circ} 4' 8''$ S, $38^{\circ} 18' 11''$ W). A região tem clima semiárido e precipitação média anual inferior a 450 mm.

A ETE é constituída por um conjunto de três lagoas de estabilização em série, sendo uma facultativa, seguida por duas de maturação com volume total de 31.850 m^3 . O sistema entrou em operação em junho de 1998, segundo projeto elaborado pela Empresa ACQUAPLAN para a CHESF, em 1985 (**Figura 4.1**).

A vazão média de contribuição do sistema é de $16,47 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, foi estimada a partir de coleta, (durante 24 horas), de dados de altura da lâmina d'água, em um vertedor triangular instalado no afluente da lagoa facultativa LF-1. A carga orgânica média superficial, em termos de DQO é $370 \text{ kg DQO}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ e o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 27 dias.

O efluente tratado final é encaminhado da segunda lagoa de maturação para o corpo receptor que é o lago do reservatório de Itaparica - Rio São Francisco (**Figura 4.2**), que possui um volume útil de aproximadamente $3,5 \text{ km}^3$ (CHESF, 2011) ou é reutilizado em duas áreas piloto agrícolas de 2 hectares cada.

Figura 4.1. Imagem de satélite mostrando a sede do Município de Petrolândia, o lago Itaparica e em destaque a ETE Leste.



FONTE: Google Earth (2016).

Figura 4.2. Imagem de satélite mostrando a barragem e o reservatório de Itaparica.



FONTE: Google Earth (2016).

O sistema de tratamento de esgotos estudado em escala real pode ser visualizada na **Figura 4.3**, onde as três lagoas são representadas como: a primeira - lagoa facultativa primária (LF1); segunda – lagoa de maturação (LM1); terceira – lagoa de maturação (LM2).

Figura 4.3. ETE Leste de Petrolândia: uma lagoa facultativa primária LF-1, uma segunda lagoa de maturação LM-1 e uma terceira lagoa de maturação LM-2.



FONTE: Google Earth (2016). Dimensões e o tempo de retenção hidráulica correspondente às três lagoas que compõem o sistema de tratamento de esgoto estudado.

Tabela 4.1. Dimensões das lagoas e TDH.

Etapas do sistema	Dimensões físicas				
	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade útil (m)	Volume (m ³)	TDH (d)
LF-1	185	55	1,5	15.262,5	13
LM- 1	104	55	1,45	8.294	7
LM – 2	104	55	1,45	8.294	7

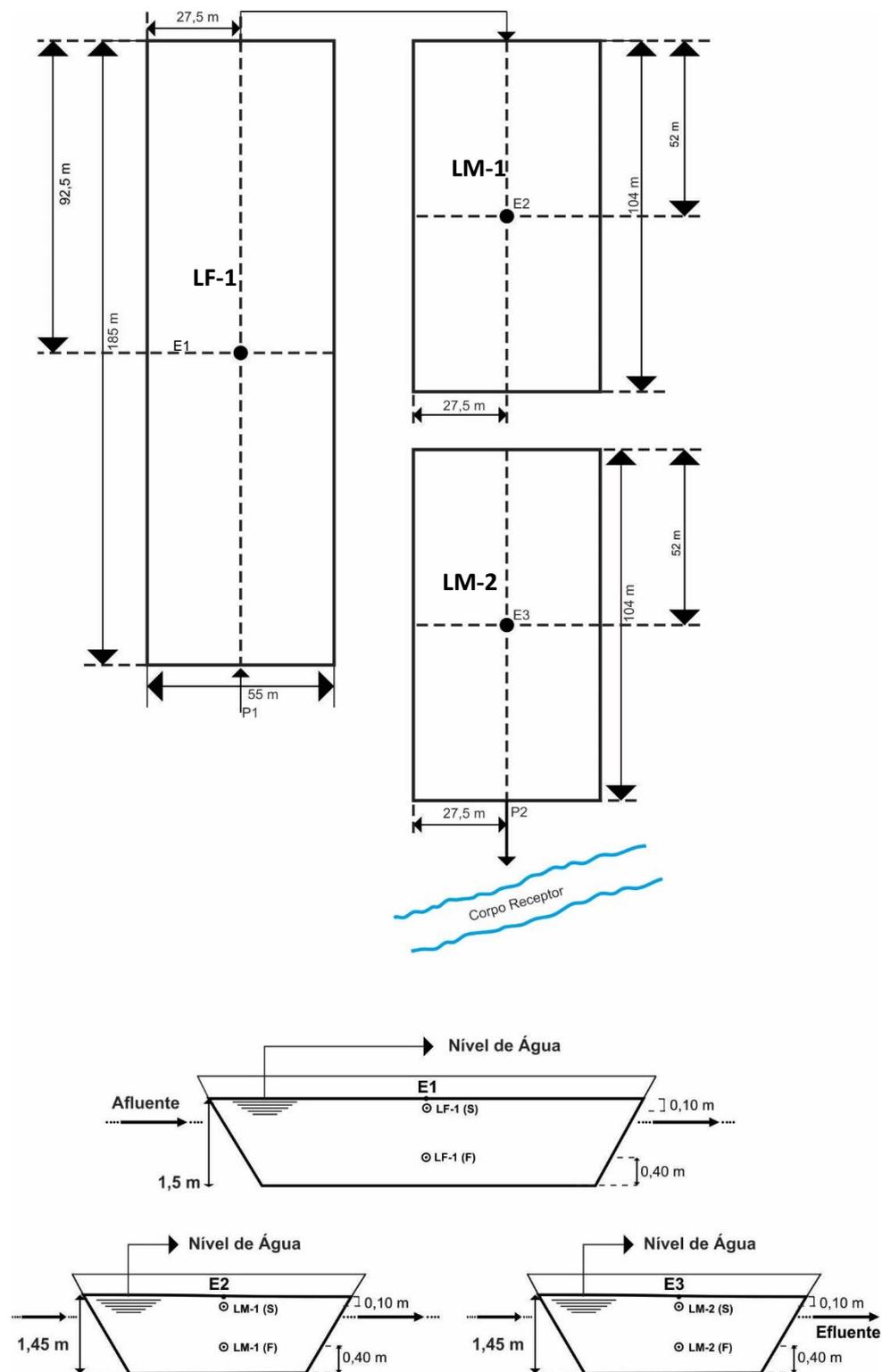
4.1.2 Delineamento experimental

Para desenvolvimento do experimento, foram realizadas seis campanhas de coletas mensais, três meses no período chuvoso (abril, maio e junho de 2010)

e três meses no período de estiagem (setembro, outubro e novembro de 2010) e as coletas foram realizadas em três horários diferentes do dia (8 h, 16 h e 24 h). O objetivo deste delineamento amostral foi a obtenção de representatividade das características do sistema de tratamento (ETE - Leste de Petrolândia), frente a diferentes condições ambientais, na escala sazonal.

Os pontos de coleta foram selecionados no afluente e efluente da ETA lagoa e denominados: P1 - afluente da lagoa facultativa (LF-1) e P2 - efluente da lagoa de maturação (LM-2). Além dos pontos de coleta afluente e efluente, foram marcadas estações de coleta no interior de cada lagoa, (uma estação de coleta para cada lagoa). As estações foram denominadas da seguinte forma: E1, E2 e E3, no interior da LF-1, LM-1 e LM-2, respectivamente. Em cada estação, foram coletadas amostras de superfície e de fundo, (a 10 cm da lâmina d'água e a 40 cm do fundo). Desta forma, para cada símbolo das estações de coleta, foram adicionados os índices "S" para amostras de superfície e "F" para amostras de fundo. As coletas de fundo foram realizadas com auxílio de uma garrafa coletora do tipo *Van Dorn*. Todos os pontos de coleta podem ser visualizados no desenho esquemático da **Figura 4.4**, em planta baixa e perfil.

Figura 4.4. Localização dos pontos de amostragem no afluente e no efluente da ETE (P1 e P2,) e no interior de cada lagoa na lagoa (LF-1(S), LF-1(F), LM-1(S), LM-1(F), LM-2(S), LM-2(F).



As estações foram demarcadas com auxílio de corda a partir da margem, e, posteriormente, fixadas com uma estaca de madeira no interior da lagoa, onde o barco era amarrado. As estações de coleta situam-se exatamente no ponto em que o ponto médio da largura e do comprimento se encontram.

4.1.3 Métodos analíticos

Os dados climatológicos foram obtidos a partir de uma Estação do Instituto Nacional de Metrologia – INMET, localizada na cidade de Paulo Afonso – BA com coordenadas com grau decimal de: -9°,36 S e -38°,21W e altitude de 252,69 m acima do nível médio do mar, distando de aproximadamente 47 km da ETE leste de Petrolândia - PE, dados disponíveis no site do inmet.gov.br.

As variáveis climatológicas observadas foram: direção e velocidade do vento, pluviosidade, temperatura do ar e insolação total.

As análises físico-químicas dos parâmetros: temperatura (T), pH, sólidos dissolvidos totais (TDS) e oxigênio dissolvido (OD) foram efetuadas no campo utilizando um instrumento multiparamétrico (HQ30D Hach, EUA).

Para analisar a demanda química de oxigênio (DQO), o nitrogênio total de Kjeldahl (TKN), o nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e o fósforo como ortofosfato (P-PO_4^{3-}) foram utilizados métodos padronizados de preservação e análises baseadas no Standard Methods for Examination of water and wastewater (APHA/AWWA/WEF) e (APHA).

A profundidade da zona eufótica (ZE) foi determinada pela multiplicação do valor de transparência, obtido usando um disco de 30 cm *Secchi*, por um fator de 3 (ESTEVES, 1998).

Para avaliar a composição e a quantificação do fitoplâncton, as amostras utilizadas foram fixadas com solução de Lugol ácida (KARLSON *et al.*, 2010). A identificação e classificação foram baseadas em métodos previamente publicados (ANAGNOSTIDIS; KOMÁREK, 1988; BOURRELLY, 1972).

Utilizou-se uma câmara Palmer-Maloney para quantificar o fitoplâncton (KARLSON *et al.*, 2010), e as leituras foram realizadas utilizando um sistema óptico Microscópio (DM2000 Leica, EUA). A densidade celular de cada Táxon foi considerada como o número de células por mililitro (Cell.mL^{-1}). A abundância relativa (porcentagem) foi calculada dividindo o número de células de cada táxon pelo número total de células na amostra.

A identificação e classificação basearam-se em: *Chroococcales*, *Oscillatoriales* (ANAGNOSTIDIS; KOMAREK, 1988), *Euglenophyta*, *Cryptophyta* e *Chlorophyta* (BOURRELLY, 1972).

4.1.4 Análise estatística dos dados

Para análise estatística dos dados, foi usada a análise de variância (ANOVA) com nível de significância de 5%, para verificar a existência de diferenças significativas nos parâmetros medidos nos pontos amostrais, entre as amostras de superfície e fundo, nos meses de abril, maio, junho, setembro, outubro e novembro e, em seguida, foi utilizado o teste de Tukey para comparações múltiplas.

A normalização teve como objetivo modificar o conjunto de dados observados, pela transformação do modelo conceitual em outro banco equivalente, menos redundante e mais estável, conhecido como modelo relacional. Dos métodos comuns para aplicabilidade, foi escolhido o **z-score** ($(x - \text{média}(x)) / \text{desvio padrão}(x)$) sendo aplicado em todas as variáveis diminuindo a variabilidade das mesmas.

Para estudar o modelo relacional, foi utilizada a técnica de Análise de Componentes Principais - ACP, com o intuito de verificar a inter-relação entre as variáveis de tal modelo, que, no caso proposto, seria encontrar alguma influência espacial, sazonal ou metabólica em relação às lagoas do estudo.

A análise de componentes principais - ACP é considerada uma boa alternativa para a análise de dados num espaço multidimensional, com o objetivo de reduzir a extensão do conjunto dos dados e identificar novas variáveis significantes. Um grande número de variáveis correlacionadas pode ser reduzido a um pequeno número de componentes artificiais não correlacionadas (eixos), determinadas como combinações lineares das variáveis observadas, sem que as informações relevantes dos dados brutos sejam perdidas.

As variáveis observadas são relacionadas às novas variáveis artificiais através de coeficientes de correlação os quais atuam, de fato, como coordenadas que permitem o mapeamento daquelas em sistemas de eixos definidos pelas variáveis artificiais (SILVA FILHO, 2001).

A ACP consiste na redução da quantidade de variáveis (m) em combinações lineares (n) das mesmas, de modo que n seja menor do m , organizados de forma decrescente pela porcentagem de variância explicada (VE), assim, a VE componente 1 > VE componente 2 > VE componente 3 > ..., sucessivamente.

A retenção de componentes principais do estudo foi realizada pelo método *scree plot*, proposto por Cattell (1966), onde os autovalores dos componentes principais apresentam uma tendência descendente linear, retirando aqueles menores que 1.

Os dados foram tabulados e analisados no programa IBM *Statistical Package for the Social Sciences* versão 20.0 e no programa R: *The R Project for Statistical Computing*. O nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$.

Em uma ACP, o agrupamento das amostras define a estrutura dos dados através de scores e *loadings*, cujos eixos são Componentes Principais - CPs nos quais os dados são projetados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis climatológicas – vento, precipitação, radiação solar e temperatura

O clima da região do estudo, de acordo com Köppen e Geiger, é do tipo Bsh, com verão quente e úmido, período em que ocorrem os maiores volumes de precipitações. No inverno, o clima passa a ser morno e seco com redução das precipitações e das temperaturas.

- **Ventos**

As **Figuras 5.1** e **5.2** mostram a velocidade médias dos ventos na estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de 2001 a 2011 e nos anos de 2009 e 2010 respectivamente. As direções predominantes dos ventos na Estação de Paulo Afonso são de: sudeste - SE e este – E. O mês de maio apresenta a menor média de velocidade e o de novembro a maior.

Figura 5.1. Dados históricos da velocidade média dos ventos em m/s na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de 2001 a 2010.

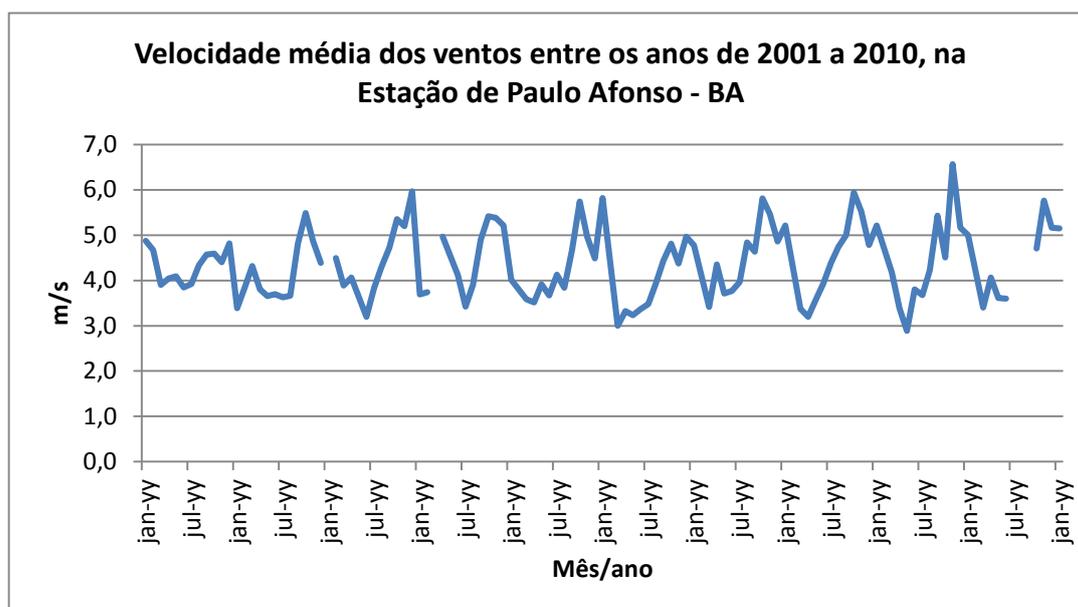
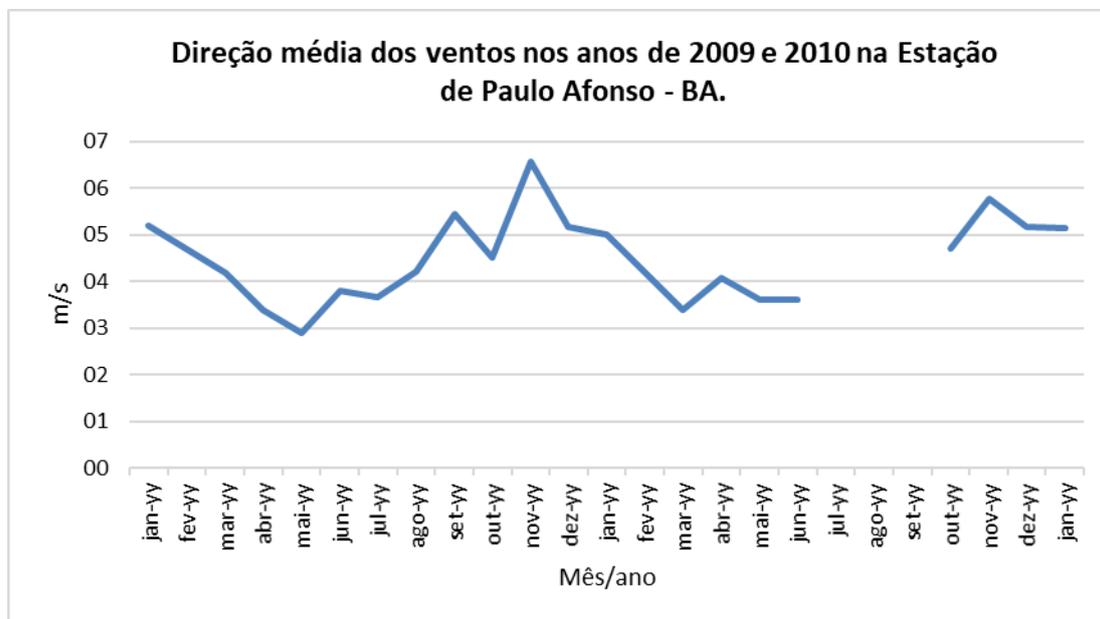


Figura 5.2. Velocidade média dos ventos em m/s na Estação de Paulo Afonso - BA entre os anos de 2009 e 2010.



- **Precipitação Pluviométrica**

As **Figuras 5.3 e 5.4** mostram respectivamente o histórico dos valores médios mensais das precipitações pluviométricas entre os anos de 2000 a 2010 na Estação de Paulo Afonso – BA e do ano de 2010 na mesma estação. Este último gráfico revela que houve um pico expressivo de precipitação no mês de abril de 2010 de 194 mm, mais que o dobro dos outros meses de precipitação elevada que estão próximo aos 60 mm mensais.

Observa-se, no gráfico de valores históricos de precipitação, que, entre os anos de 2008 a 2010, houve aumento de precipitação um pouco acima da média, tendo como reflexo uma redução das horas de insolação aproximadamente no mesmo período.

O mês de novembro de 2010 foi o que apresentou menor índice pluviométrico, não ocorrendo nenhum milímetro de precipitação.

Figura 5.3. Histórico das precipitações médias mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de 2000 a 2010.

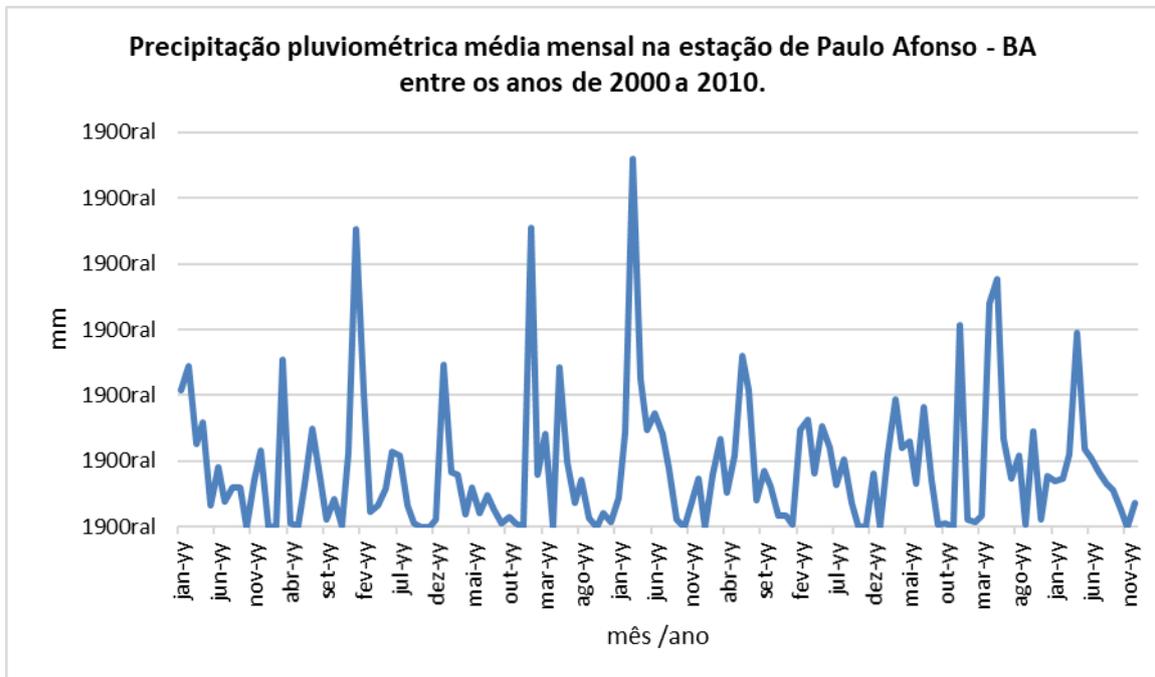
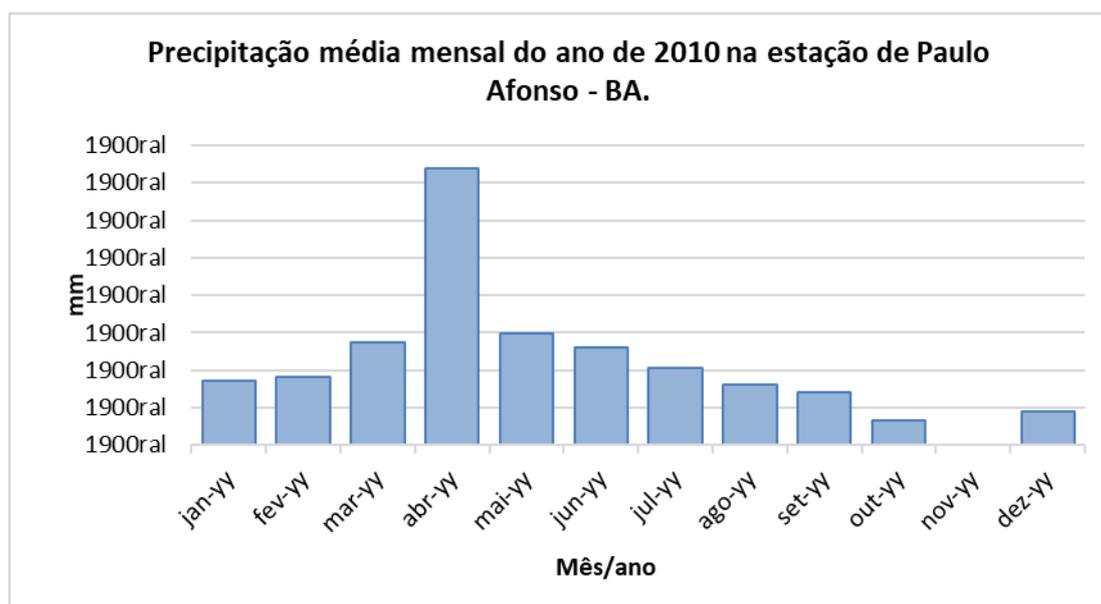


Figura 5.4. Precipitações médias mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, no ano 2010.



- **Insolação**

As **Figuras 5.5** e **5.6** mostram os valores médios da insolação total em horas/mês entre os anos de 2000 a 2010 na Estação de Paulo Afonso – BA e em detalhe a insolação total no ano de 2010 na mesma estação. Observa-se, no gráfico dos dados históricos da insolação, que, entre os anos de 2008 a 2010, houve aumento do número de meses com menor insolação, que correspondem aproximadamente aos períodos que apresentaram anos seguidos de maior precipitação pluviométrica.

Figura 5.5. Dados históricos da insolação total mensal em hora/mês na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de janeiro de 2000 e janeiro de 2011.

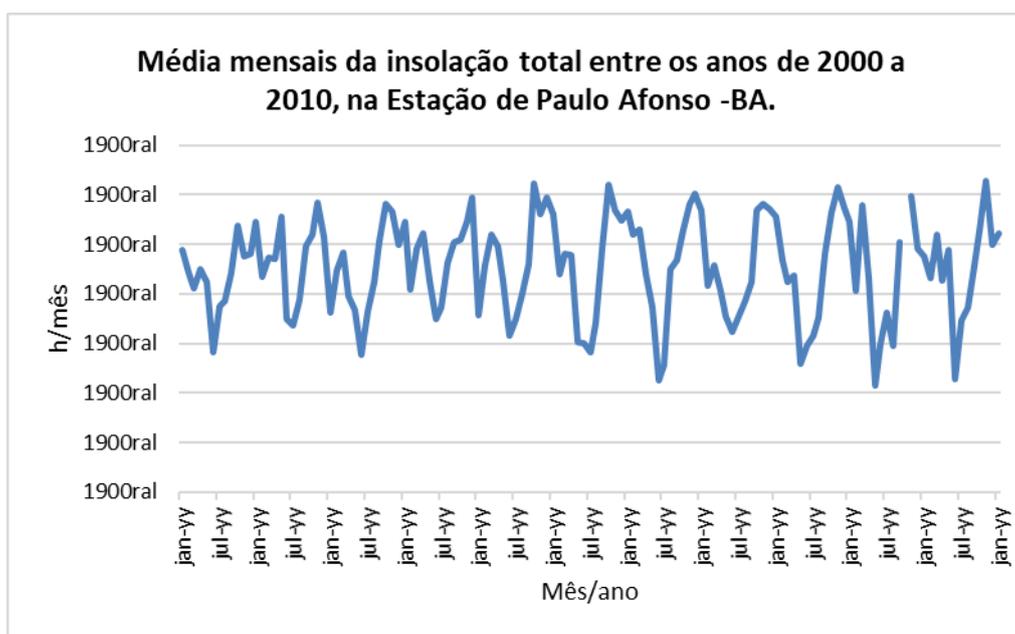
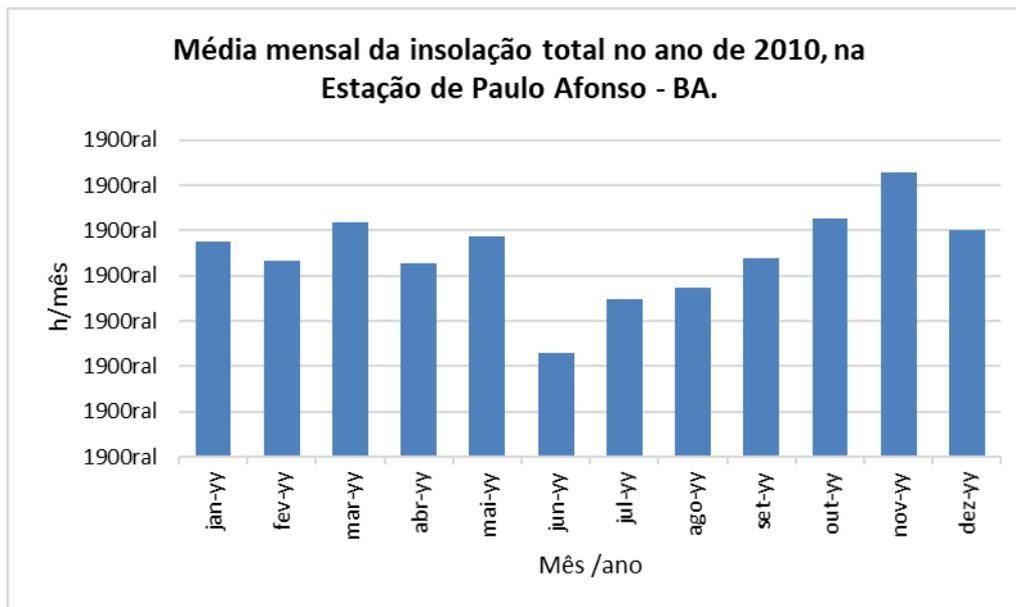


Figura 5.6. Médias mensais da insolação total em h/mês na Estação de Paulo Afonso – BA, no ano de 2010.



No gráfico de insolação total do ano de 2010, observa-se que o mês de junho é o de menor insolação e novembro o de maior,

- **Temperatura**

A **Figura 5.7** mostra os dados históricos das temperaturas médias máximas mensais entre os anos de 2000 a 2010 e a **Figura 5.8** representa em detalhe as médias máximas mensais de temperaturas para o ano de 2010, obtidas na estação de Paulo Afonso – BA.

Figura 5.7. Dados históricos das temperaturas médias máximas mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, entre os anos de janeiro de 2000 e janeiro de 2010.

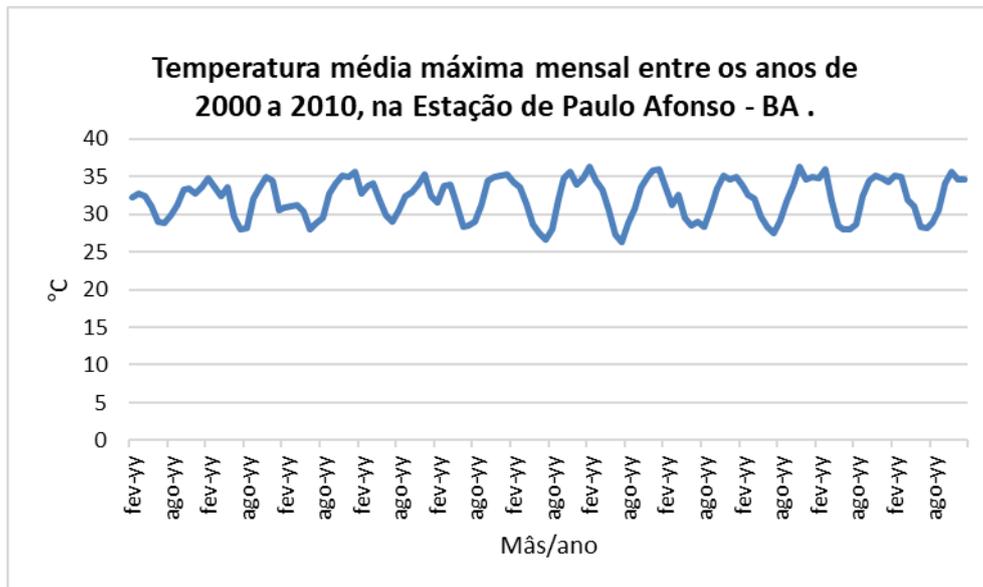
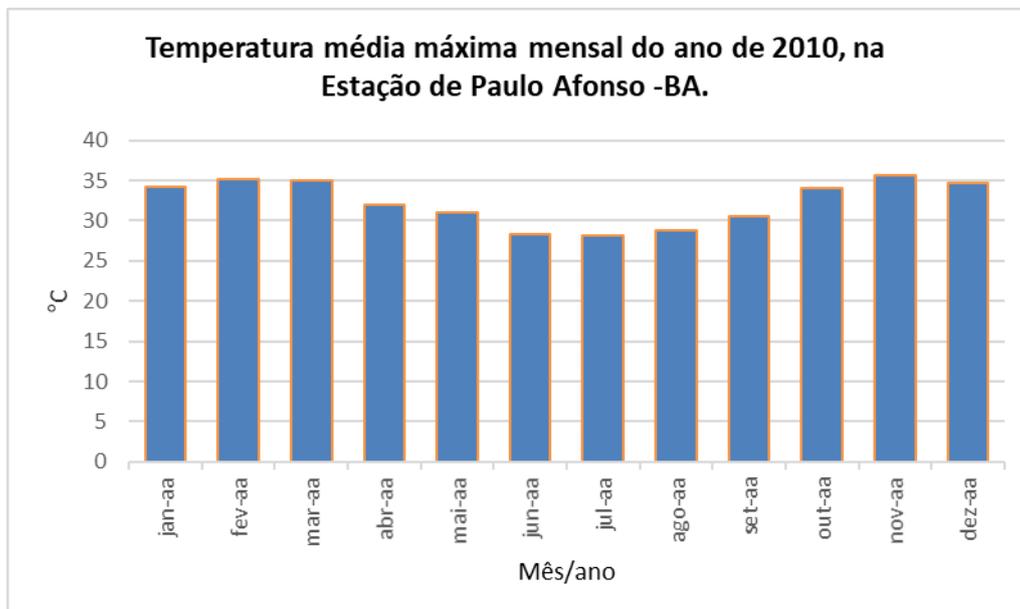


Figura 5.8. Detalhe das temperaturas médias máximas mensais na Estação de Paulo Afonso – BA, no ano de 2010.



5.2 Fatores abióticos no interior das lagoas

As **Tabelas 5.1, 5.2 e 5.3** apresentam as médias mensais de variações dos parâmetros físico-químicos da água: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, NTK e Amônia, nos três horários estudados (8, 16 e 24 horas), durante o período de experimento no interior das três lagoas LF-1, LM-1 e LM-2, na superfície e no fundo (S e F).

Tabela 5.1 – Média (Desvio-padrão) dos parâmetros medidos nas amostras de superfície (S) e de fundo (F) nos horários e meses do experimento na lagoa LF-1

Parâmetros	Amostra	Meses						ANOVA*
		Abr	Mai	Jun	Set	Out	Nov	
Temperatura °C	S	28.8 (3.2)	27.9 (2.1)	24.4(0.7)	25.9(3.0)	28.2(2.8)	30.0(3.0)	p>0,05
	F	27.9(0.7) ^a	26.2 (2.6) ^b	24.4(0.7) ^a	24.5(0.9) ^a	26.3(0.6) ^a	28.0(0.9) ^a	p<0,01
pH	S	8.2 (0.5)	8.9(0.7)	7.7(0.2)	8.0(0.8)	8.0(0.5)	7.7(0.6)	p>0,05
	F	7.6(0.4) ^a	8.9(0.8) ^b	7.7(0.2)	7.5(0.3) ^a	7.5(0.2) ^a	7.2(0.1) ^a	p<0,01
Oxigênio – OD mg/L	S	6.0(7.2)	0.9(1.3)	1.7(2.5)	4.1(5.4)	4.8(7.7)	6.7(7.0)	p>0,05
	F	0.7(0.9)	0.1(0.0)	1.8(2.5)	0.2(0.1)	0.6(0.8)	0.8(0.9)	p>0,05
Nitrogênio Total – NTK mg/L	S	21.8(2.1) ^a	37.5(1.9) ^b	40.3(2.1) ^b	38.0(2.9) ^b	35.0(4.8) ^b	33.7(2.5) ^b	p<0.01
	F	21.2(4.3) ^a	38.2(2.6) ^b	39.7(4.5) ^b	38.3(2.6) ^b	36.7(1.6) ^b	34.2(0.7) ^b	p<0.01
Amônia mg/L	S	19.8(5.0)	20.9(2.6)	21.4(1.3)	20.2(0.8)	22.6(6.2)	21.0(1.6)	p>0,05
	F	21.6(1.8)	21.5(1.3)	23.4(1.2)	22.5(0.5)	27.1(9.4)	20.5(1.9)	p>0,05

*. O teste de ANOVA aplicado ao conjunto das amostras de superfície (S) e de fundo (F) não indicou diferença significativa entre os meses ($p>0,05$). A mesma letra (^a, ^b e ^c) indica similaridade enquanto a letra diferente implica diferenças estatísticas significativas entre os resultados pelo teste de Tukey.

** . A significância da ANOVA ocorre quando $p<0,01$.

Os valores médios de temperatura e pH e a concentração média em mg.L^{-1} de OD, NTK e Amônia e seus respectivos desvios padrão da lagoa LF-1 estão representados na **Tabela 5.1**. Pela análise de variância ANOVA, não existe diferença estatística significativa ao nível de significância de 5% para T, pH, OD e Amônia nas amostras de superfície, no entanto, para o NTK, a ANOVA indicou diferença significativa.

Para as amostras de fundo, houve significância estatística para os parâmetros T, pH e NTK ($p < 0,01$).

Tabela 5.2. Média (Desvio-padrão) dos parâmetros medidos nas amostras de superfície (S) e de fundo (F) nos horários e meses do experimento na lagoa LM-1.

Parâmetros	Amostra	Meses						ANOVA*
		Abr	Mai	Jun	Set	Out	Nov	
Temperatura	S	29.5(2.0)	27.1(4.2)	24.6(0.8)	25.8(2.9)	28.5(2.6)	29.9(3.3)	$p > 0,05$
	F	28.5(0.8) ^a	25.6(2.2) ^a	24.0(0.3) ^b	24.0(0.1) ^b	27.0(1.3) ^a	27.7(1.3) ^a	$p < 0,01$
PH	S	8.1(0.7)	9.1(0.9)	7.7(0.2)	8.0(0.7)	8.1(0.6)	7.8(0.6)	$p > 0,05$
	F	7.3(0.3) ^a	8.7(0.8) ^b	7.5(0.1) ^a	7.6(0.2) ^a	7.6(0.2) ^a	7.1(0.2) ^a	$p < 0,01$
Oxigênio mg/L	S	9.0(11.5)	5.4(8.8)	1.7(2.5)	5.2(7.0)	6.1(9.6)	6.8(9.4)	$p > 0,05$
	F	1.4(2.2)	0.2(0.1)	0.6(0.5)	0.5(0.4)	2.0(2.9)	2.0(2.2)	$p > 0,05$
Nitrogênio Total - NTK mg/L	S	26.3(6.1)	35.7(4.6)	33.3(0.7)	36.9(3.5)	32.8(1.6)	28.9(4.7)	$p > 0,05$
	F	23.0(3.6) ^a	37.3(2.6) ^b	32.0(3.3) ^b	35.6(2.7) ^b	35.1(1.4) ^b	29.2(2.9)	$p < 0,01$
Amônia mg/L	S	17.7(2.0)	19.3(2.4)	21.3(2.8)	21.2(2.2)	26.2(7.2)	15.5(3.2)	$p > 0,05$
	F	20.0(0.9)	22.7(1.3)	20.8(3.2)	22.4(2.6)	25.7(7.6)	17.6(4.2)	$p > 0,05$

*. O teste de ANOVA aplicado à superfície (S) do conjunto e às amostras de fundo (F) não indicou diferença significativa entre elas ($p > 0,05$). A mesma letra indica similaridade enquanto a letra diferente implica diferenças estatísticas significativas entre os resultados pelo teste de Tukey.

Os valores médios de temperatura e pH e a concentração média em mg.L^{-1} de OD, NTK e Amônia e seus respectivos desvios padrão da lagoa LM-1 estão representados na **Tabela 5.2**. Pela análise de variância ANOVA, não existe diferença estatística significativa para nenhum parâmetro nas amostras de superfície. Para as amostras de fundo, houve significância estatística para os parâmetros T, pH e NTK.

Tabela 5.3. Média (Desvio-padrão) dos parâmetros medidos nas amostras de superfície (S) e de fundo (F) nos horários e meses do experimento na lagoa LM-2.

Parâmetros	Amostra	Meses						ANOVA*
		Abr	Mai	Jun	Set	Out	Nov	
Temperatura	S	29.7(2.2)	27.0(3.7)	24.8(1.0)	25.9(2.9)	29.0(2.7)	30.0(2.6)	p>0,05
	F	29.5(2.3) ^a	26.3(2.6)	24.6(1.0) ^b	24.7(0.6) ^b	27.6(0.7)	28.4(1.1)	p<0,01
PH	S	8.1(0.7)	9.0(0.9)	8.1(0.5)	7.8(0.4)	8.1(0.4)	7.8(0.6)	p>0,05
	F	7.8(0.1) ^a	9.1(1.0) ^b	7.7(0.4) ^a	7.6(0.2) ^a	7.7(0.1) ^a	7.4(0.1) ^a	p<0,01
Oxigênio - DBO mg/L	S	7.3(11.3)	5.2(8.2)	9.1(8.2)	2.6(3.5)	6.3(8.7)	8.2(10.2)	p>0,05
	F	0.4(0.1)	0.2(0.1)	4.7(5.8)	0.2(0.1)	1.4(0.6)	2.4(3.3)	p>0,05
Nitrogênio Total - NTK mg/L	S	16.8(4.2) ^a	30.7(3.0) ^b	27.9(1.2) ^b	36.9(3.8) ^b	31.3(2.0) ^b	25.4(3.3) ^b	p<0,01
	F	20.0(2.1) ^{ac}	29.5(1.3) ^{bc}	28.6(0.5) ^{bc}	34.1(3.0) ^b	32.6(3.9) ^b	22.9(0.9) ^{ac}	p<0,01
Amônia mg/L	S	15.8(0.3)	18.4(1.1)	17.3(2.1)	23.0(2.2) ^a	23.3(5.5) ^a	13.7(2.3) ^b	p<0,01
	F	15.4(2.0)	19.1(0.8)	18.4(1.4)	21.9(2.9)	26.2(9.3) ^a	14.3(1.2) ^b	p<0,01

*. O teste de ANOVA aplicado à superfície (S) do conjunto e às amostras de fundo (F) não indicou diferença significativa entre elas (p>0,05). A mesma letra indica similaridade enquanto a letra diferente implica diferenças estatísticas significativas entre os resultados pelo teste de Tukey.

Os valores médios de temperatura e pH e a concentração média em mg.L⁻¹ de OD, NTK e Amônia e seus respectivos desvios padrão da lagoa LM-2 estão representados na **Tabela 5.3**. Pela análise de variância ANOVA nas amostras de superfície, só existe diferença estatística significativa para NTK e Amônia. Para as amostras de fundo, houve significância estatística para T, pH, NTK e Amônia.

Os parâmetros apresentaram menores concentrações no mês de abril (Tabelas 5.1, 5.2 e 5.3). O mês de abril de 2010 registrou o maior volume de chuvas (**Figura 5.4**) com um acúmulo de 194 mm o que, provavelmente, teve um efeito de diluição nas concentrações dos parâmetros monitorados.

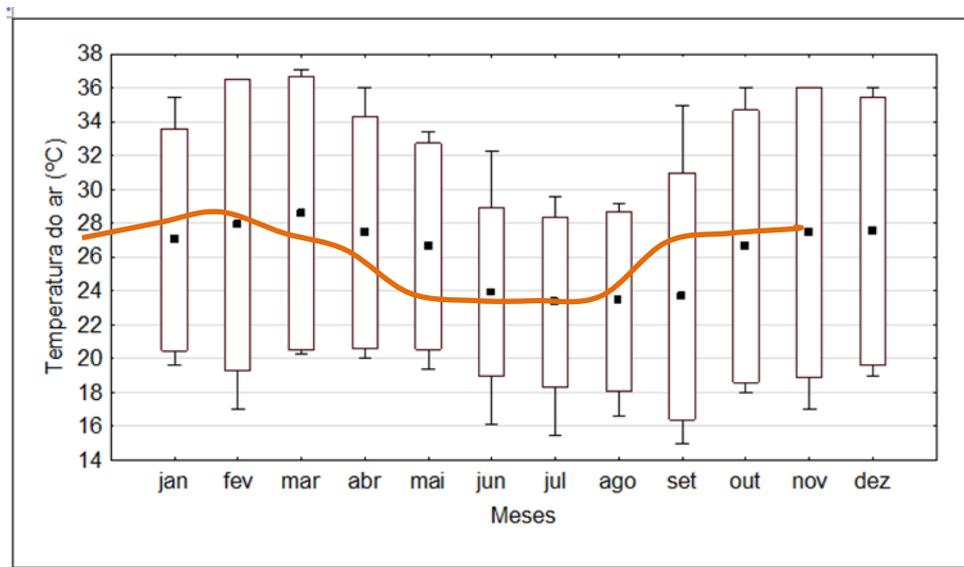
No mês de maio de 2010, registrou o menor valor da velocidade média dos ventos, coincidindo com um valor elevado do gradiente térmico da água.

5.3 Relação entre a temperatura do ar e da água

Para avaliar a influência da temperatura no tratamento efetuado pelas lagoas, foram feitas medições da temperatura do ar e da temperatura da água de cada lagoa individualmente, tendo em vista que representam processos metabólicos complementares e distintos. Os maiores valores da temperatura do ar foram registrados nos meses de abril, outubro e novembro e os menores valores nos meses de julho a setembro. As maiores médias ocorreram nos meses de abril e novembro e os menores valores das médias nos meses de junho a setembro.

A **Figura 5.9** apresenta os dados de temperatura do ar no ano de 2010, medida em Petrolândia ao longo do ano estudado, onde se observa variações na temperatura máxima de 29° a 37° C e mínima de 15° a 20° C e as médias variando de 23° a 29°C.

Figura 5.9. Temperatura do ar correspondente ao ano das coletas (2010).

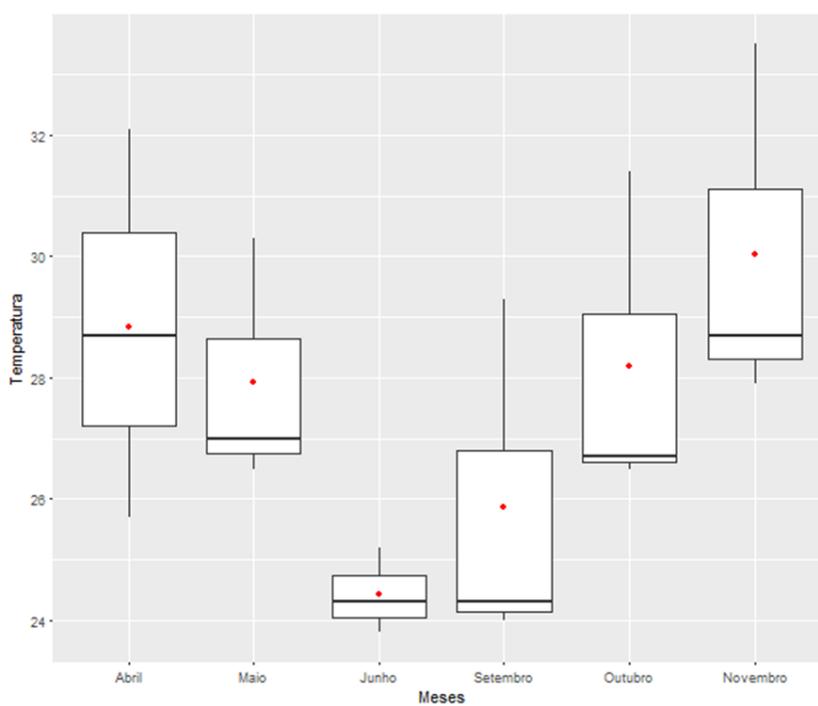


Legenda: máximo (┌), mínimo (└), média (▪) e desvio padrão (▬).

As **Figuras 5.10a, 5.10b, 5.11a, 5.11b, 5.12a e 5.12b** mostram as médias dos valores da temperatura da água em °C na superfície e no fundo, dos horários de coleta, nas lagoas LF-1, LM-1 e LM-2 e demonstram que a temperatura da

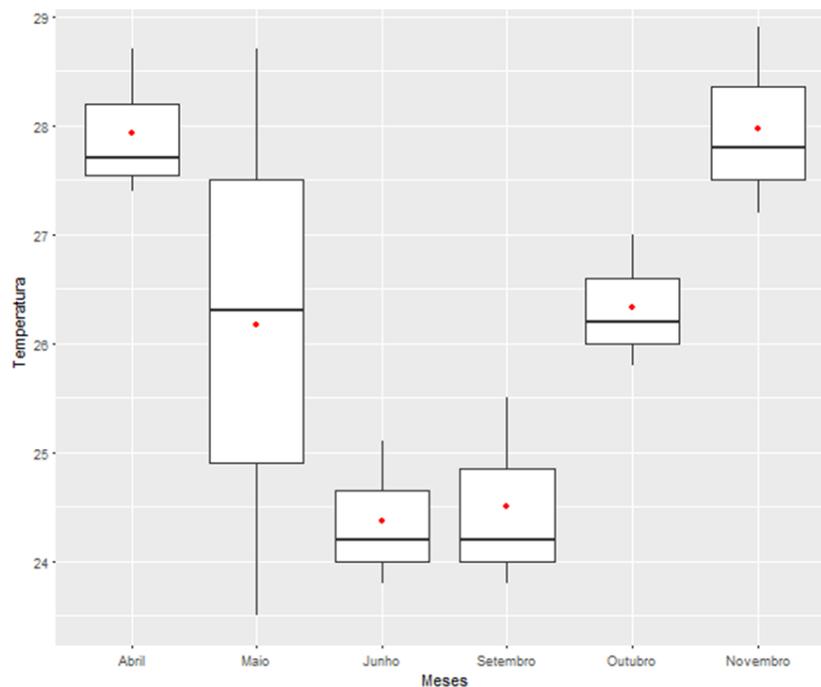
água é influenciada pela temperatura do ar, apresentando o mesmo comportamento ao longo dos meses. Desta forma, os meses de maiores médias de temperaturas da água (abril, outubro e novembro) correspondem ao período em que a temperatura do ar é maior, e as menores corresponderam aos meses de menor temperatura do ar (de maio a setembro).

Figura 5.10a. Valores da Temperatura em °C na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises na superfície (S).



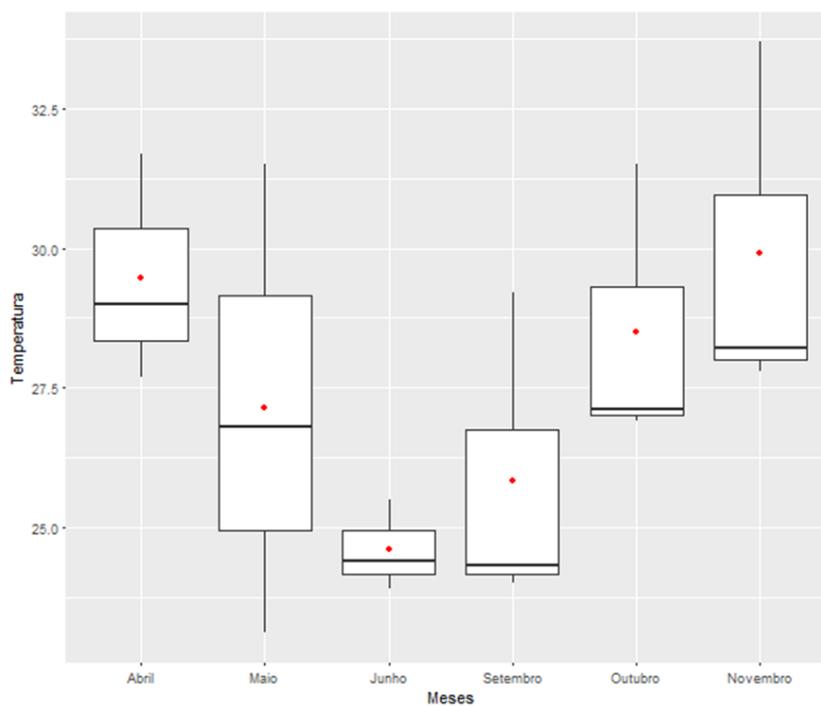
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (▮).

Figura 5.10b. Valores da Temperatura °C na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises no fundo (F).



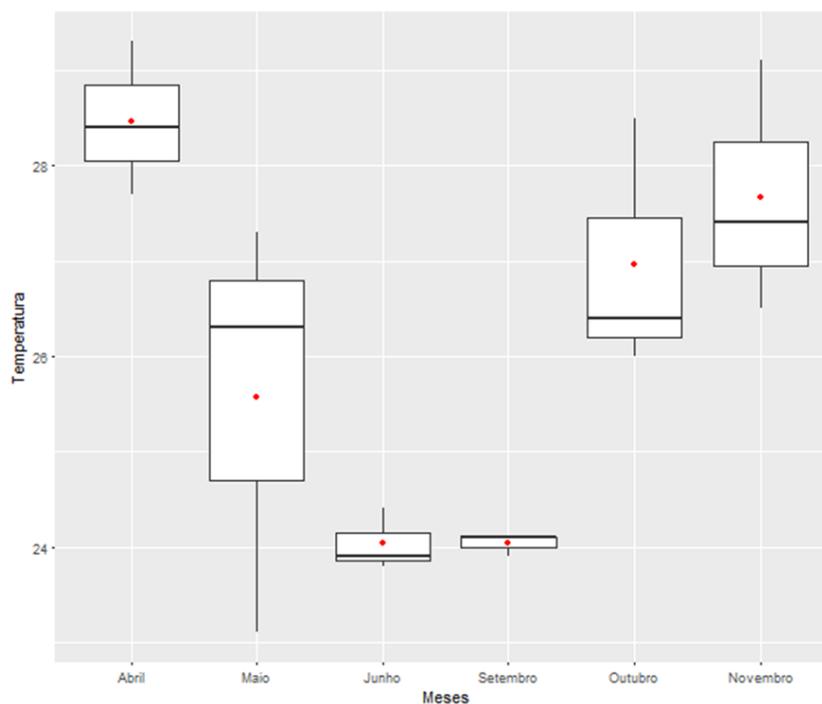
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.11a. Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises na superfície (S)



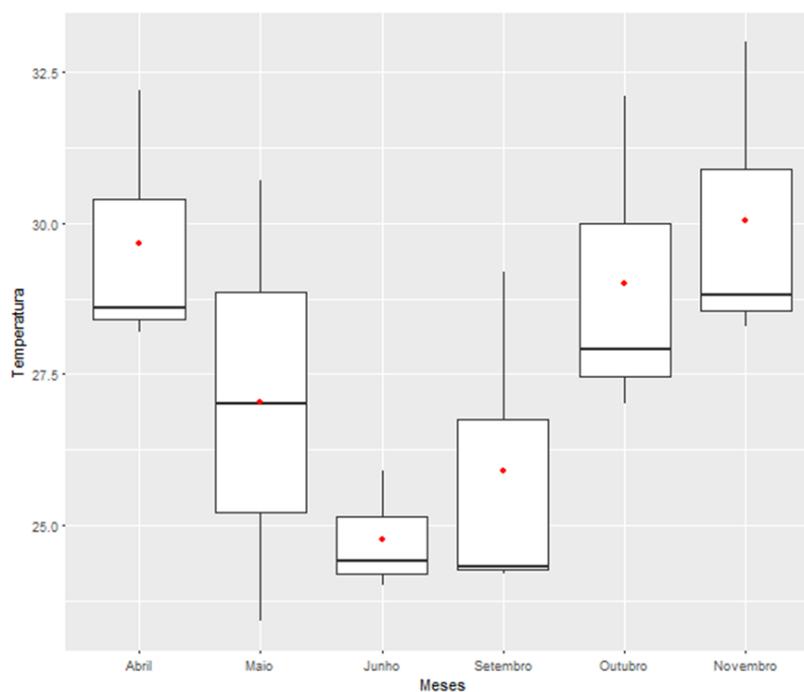
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.11b. Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises no fundo (F).



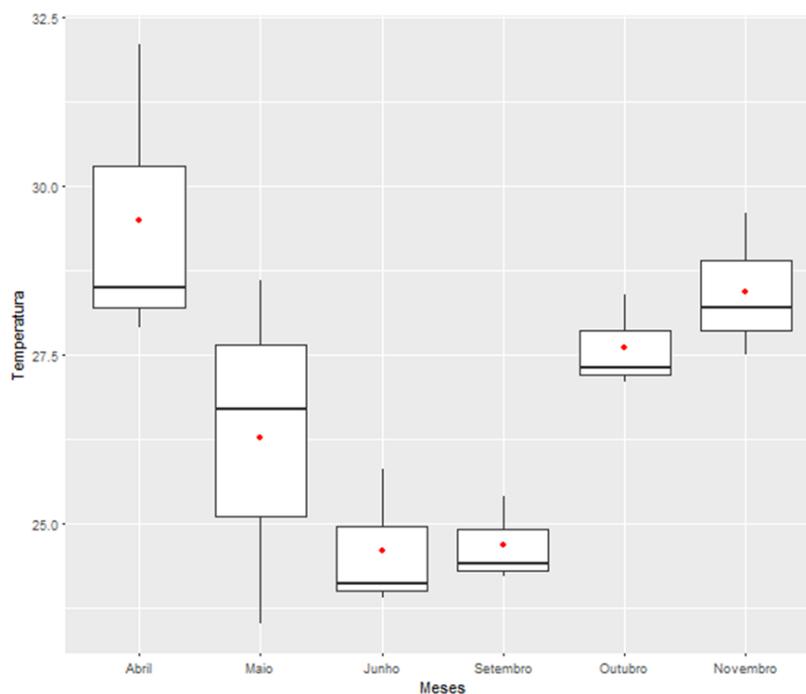
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.12a. Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises na superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.12b. Valores da Temperatura em °C na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta e análises no fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

As temperaturas das lagoas ao longo da sequência LF-1, LM-1 e LM-2, apesar da progressiva exposição do espelho d'água à radiação solar ao longo do dia, aumentaram suavemente no mês de abril, o mês mais quente, com médias de 28,3°C, 28,9°C e 29,9°C respectivamente e permaneceu praticamente a mesma durante o mês mais frio, o mês de junho, com médias de 24,4°C, 24,3°C e 24,6°C.

As temperaturas mais elevadas, durante os meses, foram registradas às 16 h para todas as lagoas estudadas, sendo o maior valor (33,7°C), no mês de novembro na superfície da lagoa LM-1 no horário das 16h.

Segundo Granado *et. al.* (2004), as algas se desenvolvem bem em temperaturas em torno de 20-25°C. Acima de 35°C, a atividade fotossintética das algas vai sendo progressivamente decrescente. Portanto, de acordo com o referido autor, as temperaturas de ETE de Petrolândia são favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton todos os meses pesquisados.

As lagoas de estabilização tendem a apresentar estratificação térmica que resulta em compartimentação vertical metabolicamente diferenciada, cuja natureza e magnitude dos processos são condicionadas à disponibilidade da matéria dissolvida e particulada ao longo da coluna de água. A temperatura do ar influencia na temperatura da água e essa interfere na distribuição vertical do oxigênio dissolvido, podendo a estratificação térmica induzir a ocorrência de zona anóxica partindo do primeiro metro da coluna de água das lagoas facultativas.

No estudo do perfil vertical da temperatura do sistema de lagoas de Petrolândia, o aquecimento diferencial da temperatura da água foi verificado especialmente às 16 horas. Esse horário correspondeu aos maiores gradientes verticais em todas as lagoas nos meses de setembro, outubro e novembro. No mês de maio, o gradiente de temperatura também foi elevado, coincidindo com o mês de menor velocidade médias dos ventos, podendo ter sido essa a razão do valor do gradiente térmico nesse mês.

Considerando os valores médios das temperaturas obtidas nos três horários de coleta, na superfície e no fundo das lagoas, **Tabelas 5.1, 5.2 e 5.3**, correspondentes aos meses de coleta que indicam a ocorrência de estratificação térmica nos meses abril, maio, setembro, outubro e novembro, **Tabela 5.4**.

Tabela 5.4. Diferença média entre a temperatura da superfície e do fundo nas lagoas LF-1, LM-1 e LM-2 da ETE Petrolândia.

Resultados obtidos							
Meses							
Constituinte	Unidade	Abril	Maio	Junho	Setembro	Outubro	Novembro
LF-1	°C/m	0,9	1,7	0,0	1,4	1,9	2
LM-1	°C/m	1,0	1,5	0,6	1,8	1,5	2,2
LM-2	°C/m	0,2	0,7	0,2	1,2	1,4	1,6

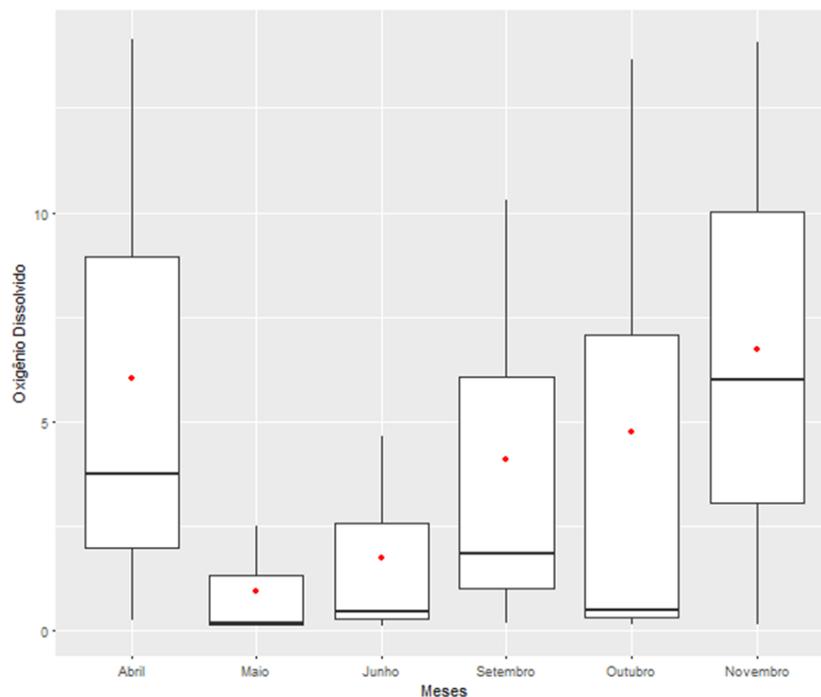
Gradiente de temperatura de $0,6 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ é um limiar adequado para identificar a presença de estratificação térmica em lagoas, segundo Kellner e Pires (2002). Portanto, os valores obtidos confirmam a existência de estratificação térmica nas lagoas da ETE de Petrolândia, tendo em vista que possuem profundidades de 1,5m, 1,45m e 1,45 respectivamente e a diferença de altura entre a amostragem de superfície e fundo das lagoas é de aproximadamente um metro.

Em relação à comunidade de fitoplâncton, o aumento da estratificação em corpos aquáticos favorece a predominância de *Cyanophyta* (PAERL e PAUL, 2012), resultando em um ambiente mais favorável ao desenvolvimento desse potencial produtor de toxinas.

5.4 Relação da temperatura da água com o oxigênio dissolvido

As **Figuras 5.13a, 5.13b, 5.14a, 5.14b, 5.15a, e 5.15b** mostram o comportamento do oxigênio dissolvido na superfície e no fundo nas lagoas LF-1, LM-1 e LM-2 a cada mês. As maiores concentrações de OD foram observadas na superfície das lagoas nos meses de abril e novembro nos horários de maior temperatura do dia (16h), demonstrando uma relação direta da temperatura com o oxigênio dissolvido na água.

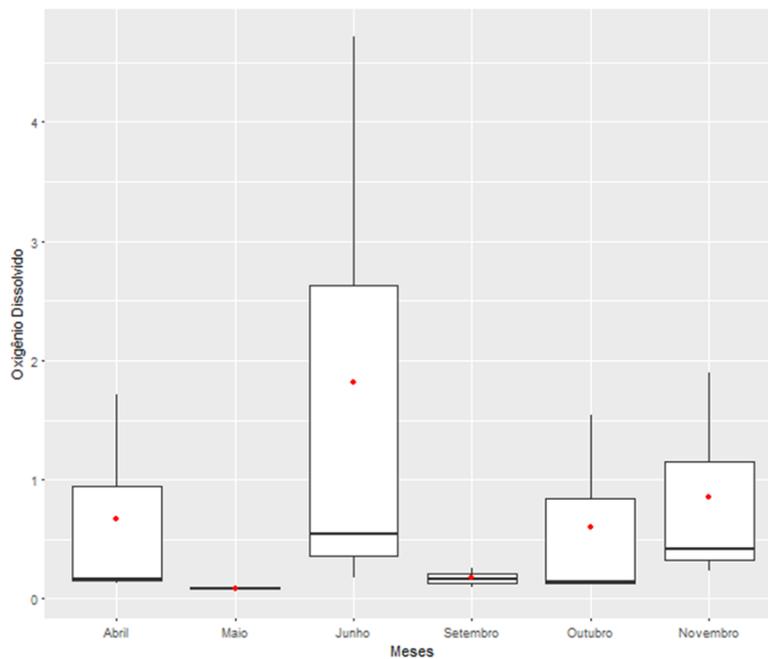
Figura 5.13a. Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

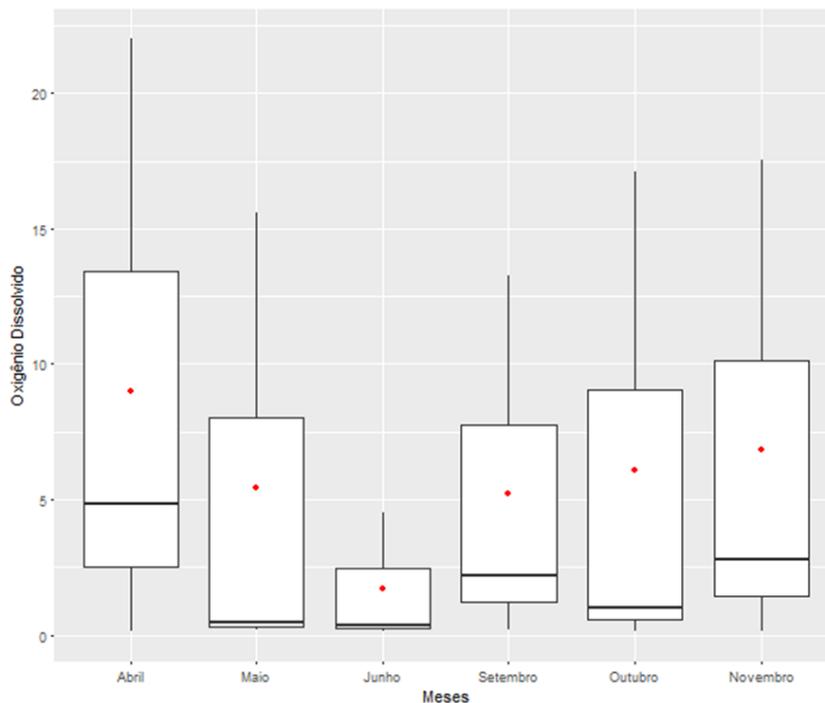
Na **Figura 5.13^a**, observa-se que as maiores médias de oxigênio dissolvido na superfície ocorreram nos meses mais quentes (abril, outubro e novembro), ocorrendo supersaturação de oxigênio, atribuindo-se isso às altas temperaturas da água e as alterações na atividade fotossintética do fitoplâncton. Nos meses mais frios de maio e junho, registrou-se uma queda brusca na média da concentração superficial do OD. A partir do mês de setembro, a média de OD foi progressivamente aumentando com a elevação da temperatura.

Figura 5.13b. Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



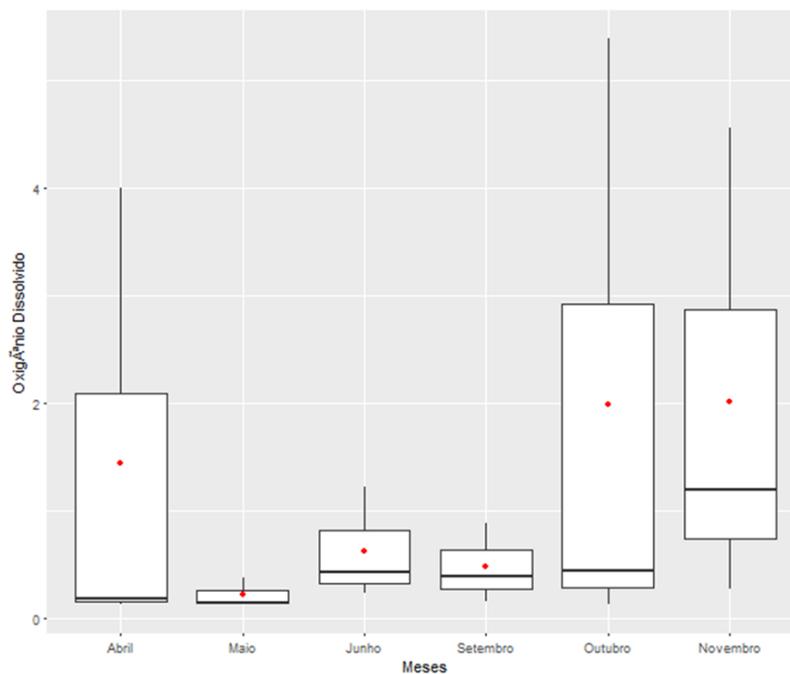
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.14a. Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



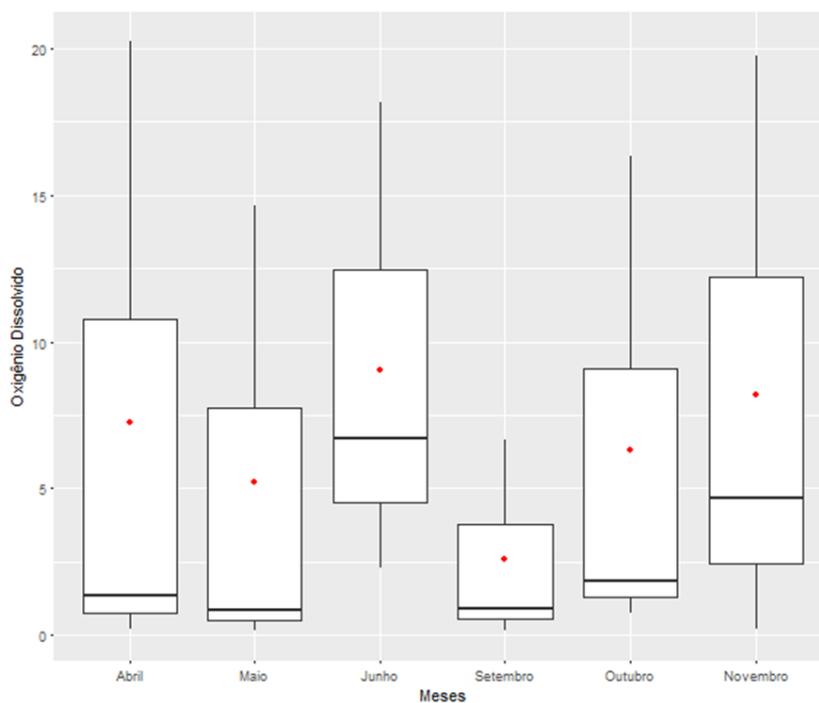
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.14b. Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



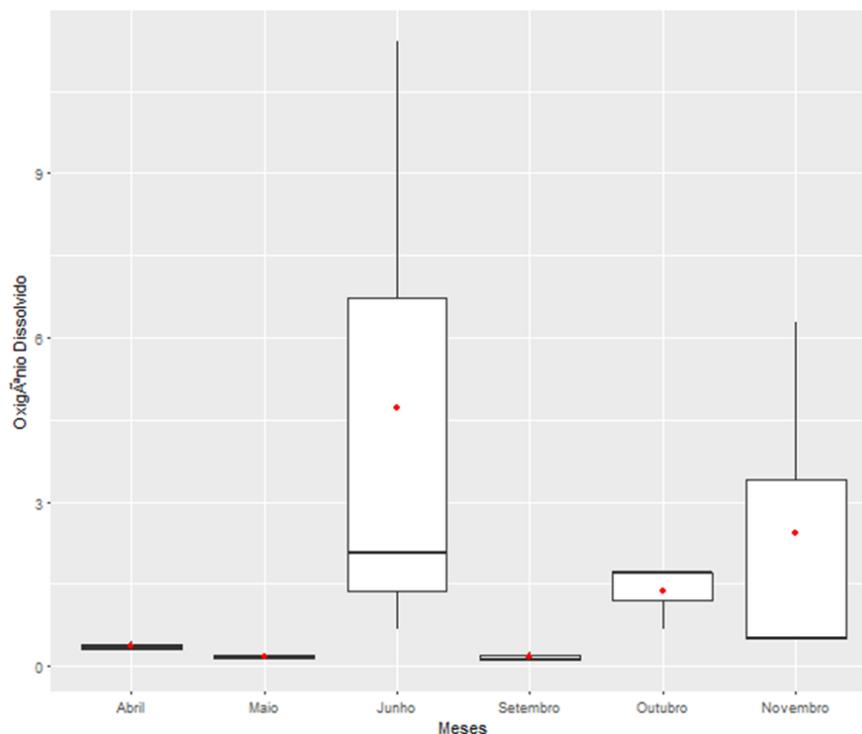
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (■).

Figura 5.15a. – Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (■).

Figura 5.15b. Valores do Oxigênio Dissolvido em mg.L-1 na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

A mesma relação direta do OD com a temperatura se observa na lagoa LM-1, **Figura 5.14a**. Todavia a média dos valores de OD são maiores do que na lagoa LF-1, isso se deve ao fato de LF-1 receber esgoto bruto com maior carga orgânica que LM-1, essa, como tratamento subsequente, recebe uma carga orgânica mais estabilizada, ou seja, com menor carga.

Os resultados do oxigênio dissolvido na lagoa de maturação LM-2 mostraram condição de supersaturação em todos os meses estudados, com médias de concentração compatíveis com as lagoas LF-1 e LM-1 em relação temperatura, porém com valores mais elevados devido ao maior grau de estabilização da matéria orgânica, e sua oxidação a dióxido de carbono. Com isso, tem-se uma menor turbidez na coluna d'água de LM-2, intensificando a fotossíntese e conseqüentemente aumentando a produção de oxigênio dissolvido.

O mês de setembro apresentou um valor de concentração de oxigênio às 16h bem inferior aos demais meses de estudo, isso se deveu às condições meteorológicas predominantes com menor radiação solar por ocasião da coleta (dia nublado), conseqüentemente, menor atividade fotossintética.

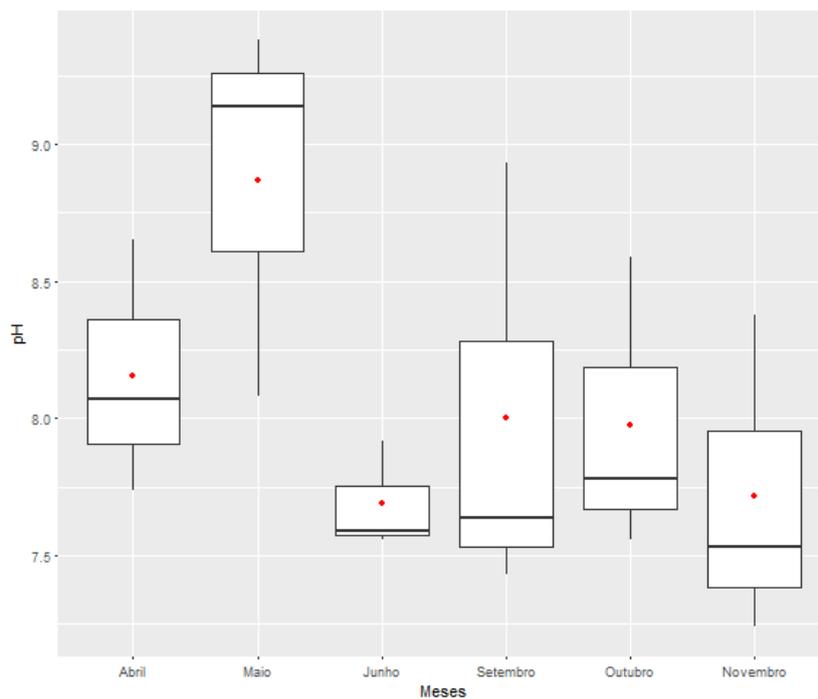
De modo geral, todas as lagoas apresentaram estratificação química em relação ao oxigênio. O déficit de OD foi observado nos estratos inferiores da coluna d'água em todos os horários, em consequência do seu consumo pelos processos de decomposição da matéria orgânica. O horário das 24:00 horas apresentou estabilidade de oxigênio na coluna d'água em resposta ao resfriamento da superfície durante a noite e a decomposição da matéria orgânica durante o ciclo noturno, quando não ocorre compensação por meio de produção fotossintética do fitoplâncton.

5.5 Relação da temperatura da água nas lagoas com o pH

Os valores de pH da lagoa, segundo Varon e Mara (2004), variam ao longo da profundidade e do dia, dependendo da fotossíntese e da respiração dos organismos presentes. Durante as horas de máxima atividade fotossintética (dia), o pH pode atingir valores em torno de 10. A temperatura da água intensifica a fotossíntese e com isso a assimilação do dióxido de carbono, que ao ser retirado, torna o meio mais alcalino.

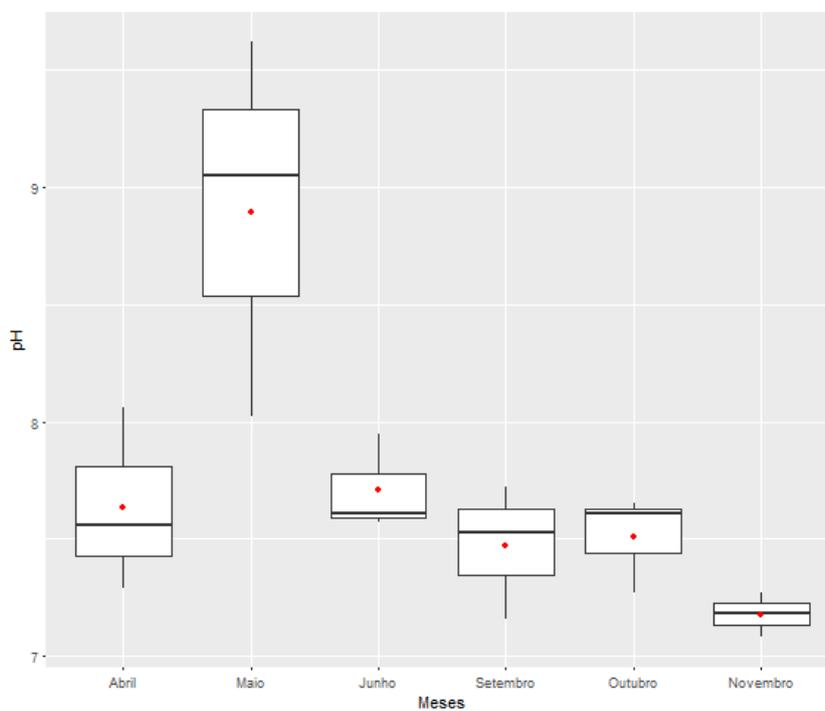
Os valores do pH observados ao longo dos meses de pesquisa na superfície das lagoas, como era esperado apresentou os maiores valores no horário das 16 h, que corresponde ao pico do fotoperíodo na região semiárida nordestina, em todos os meses estudados e em todas as lagoas. As **Figuras 5.16a, 5.16b, 5.17a, 5.17b, 5.18a e 5.18b** mostram os valores de pH e suas respectivas média nos meses analisados na superfície e no fundo das lagoas.

Figura 5.16a. Valores do pH na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.16b. Valores do pH na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).

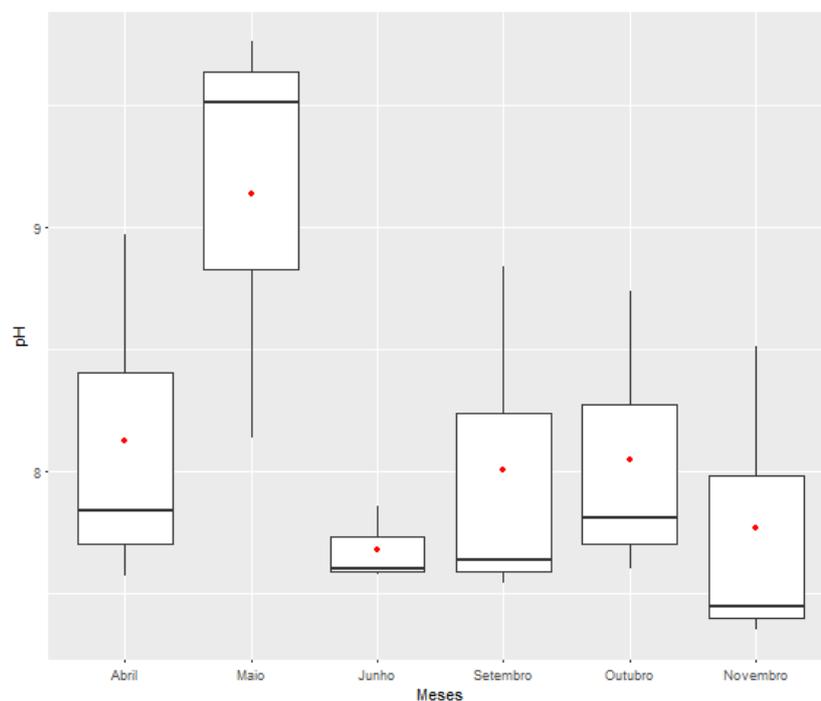


Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Os valores médios de pH na superfície e fundo na lagoa LF-1, **Figura 5.16a** e **5.16b** mostram que o mês de maio apresentou uma média superior ao mês de abril, embora a temperatura em abril seja superior à de maio, provavelmente isso se deve à presença de chuvas. Abril foi o único mês em que foi registrado um volume de chuva expressivo de 194 mm, **Figura 5.4**, o que pode ter provocado diluição nas concentrações dos parâmetros, levando a menores concentrações no referido mês.

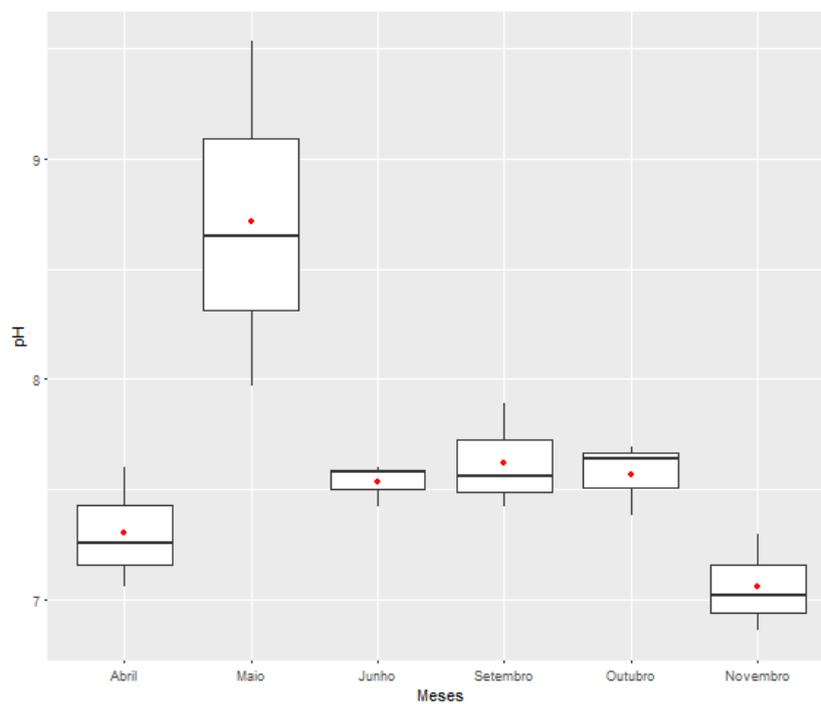
Os gradientes de pH na Lagoa LF-1 ao longo do dia, durante os meses pesquisados, apresentou o maior valor no horário de 16 h em todos meses. O maior valor de pH registrado na lagoa LF-1 foi no mês de maio, sendo 9,4 no horário de 16 h. Ao longo dos meses os gradientes de pH na LF-1 foram relativamente suaves, considerando a médias dos horários de coleta para cada mês, **Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7**.

Figura 5.17a. Valores do pH na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



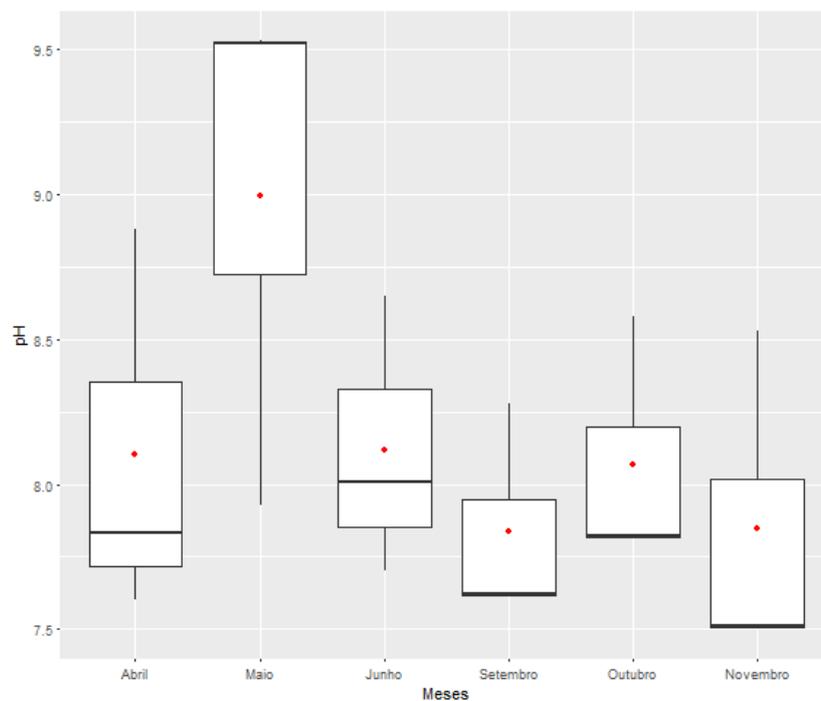
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.17b. Valores do pH na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



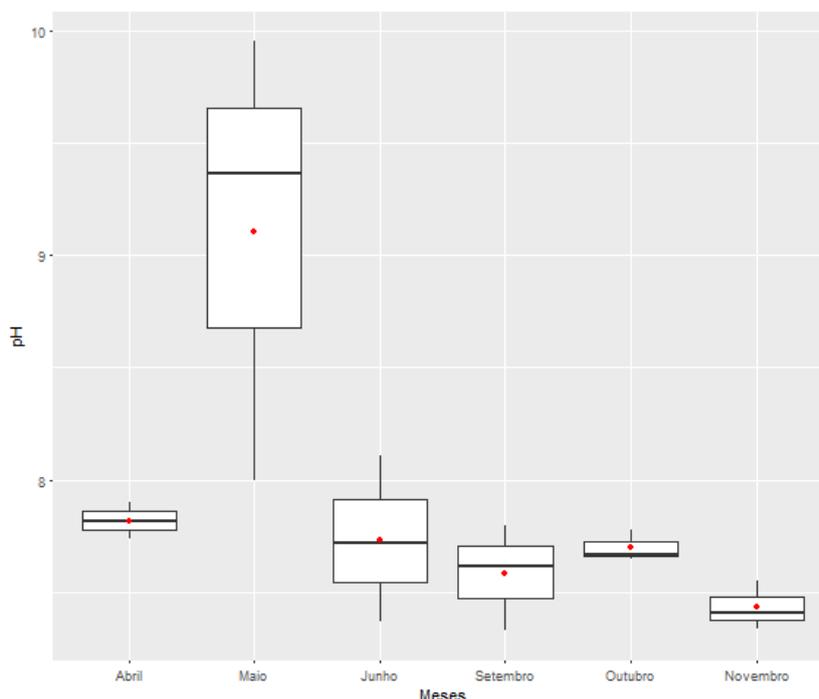
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.18a. Valores do pH na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.18b. Valores do pH na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

O pH na lagoa LM-1 teve o mesmo comportamento que na lagoa LF-1, com registro de máximo valor no mês de maio, sendo 9,8 às 16h, na superfície e a lagoa LM-2 teve o mesmo comportamento das lagoas LF-1 e LM1, com registro de máximo valor também no mês de maio sendo 9,5 às 16 h, em superfície.

5.6 Relação do pH da água nas lagoas com o nitrogênio amoniacal (NH_4^+)

Para análise de nitrogênio amoniacal (NH_4^+), é importante considerar os valores do pH, visto que os valores elevados deste parâmetro podem favorecer a volatilização da amônia na forma não ionizada NH_3 ou ser uma medida indireta do consumo de nitrogênio pelas algas.

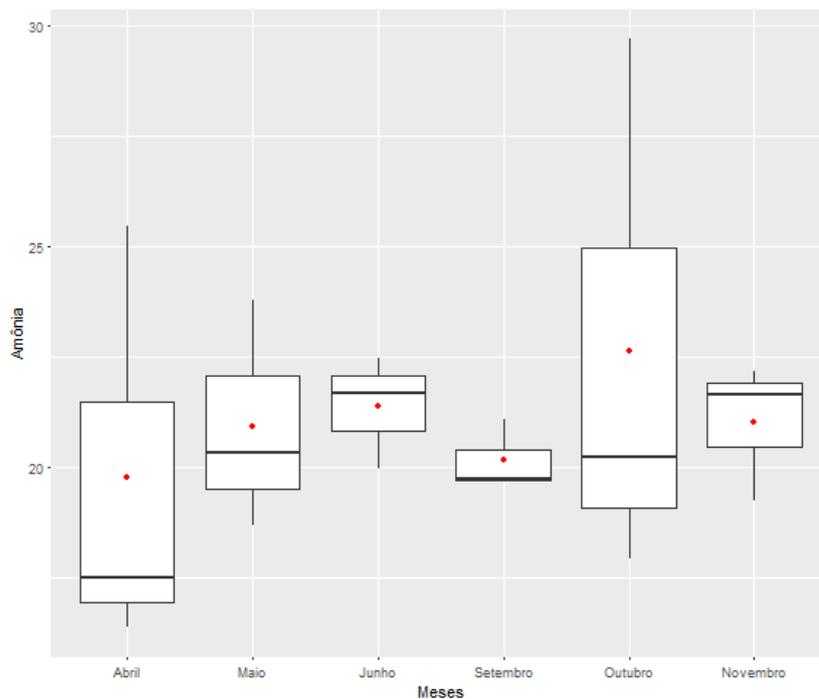
Os valores de pH medidos na superfície de cada lagoa foram associados aos valores do nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e apresentados nas **Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7**, tendo em vista que os maiores valores do pH, em função do consumo de CO_2 na fotossíntese, ocorrem na superfície.

Tabela 5.5. Valores de pH e concentração de amônia na superfície da Lagoa Facultativa Primária (LF-1).

Resultados analíticos												
	Abril		Maio		Junho		Setembro		Outubro		Novembro	
	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺
Unid/h	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹
8	7,8	25,5	8,1	23,8	7,6	22,5	7,6	19,7	7,8	20,2	7,5	22,2
16	8,6	17,5	9,4	18,7	7,9	21,7	8,9	21,1	8,6	18,0	8,4	19,3
24	8,0	16,4	9,1	20,3	7,6	20,0	7,4	19,7	7,6	29,7	7,2	21,7

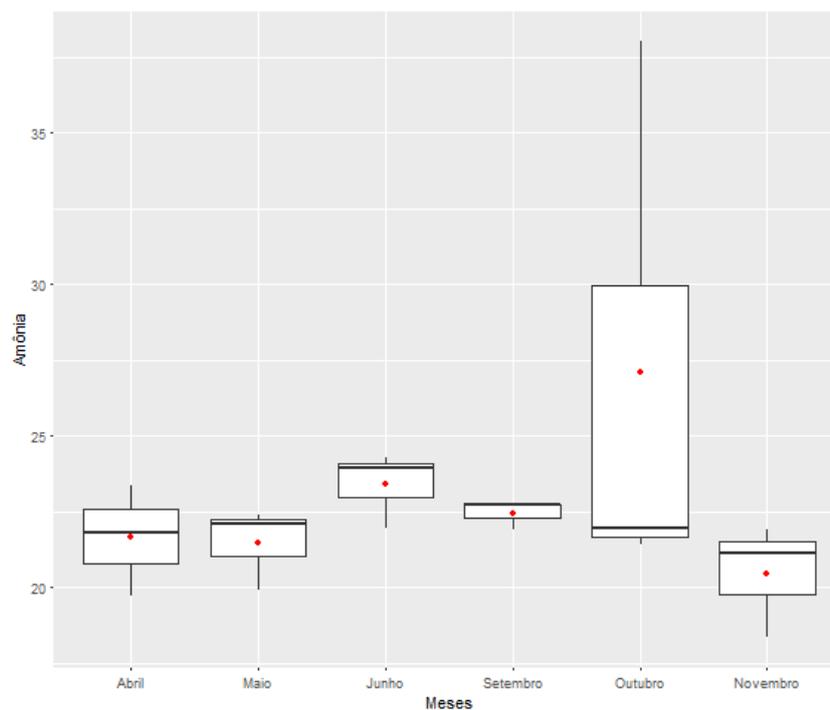
As **Figuras 5.19a, 5.19b, 5.20a, 5.20b e 5.21a e 5.21b** apresentam os resultados das análises das concentrações de nitrogênio amoniacal na superfície e no fundo de cada lagoa.

Figura 5.19a. Valores de Amônia em mg.L⁻¹, na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.19b. Valores de Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

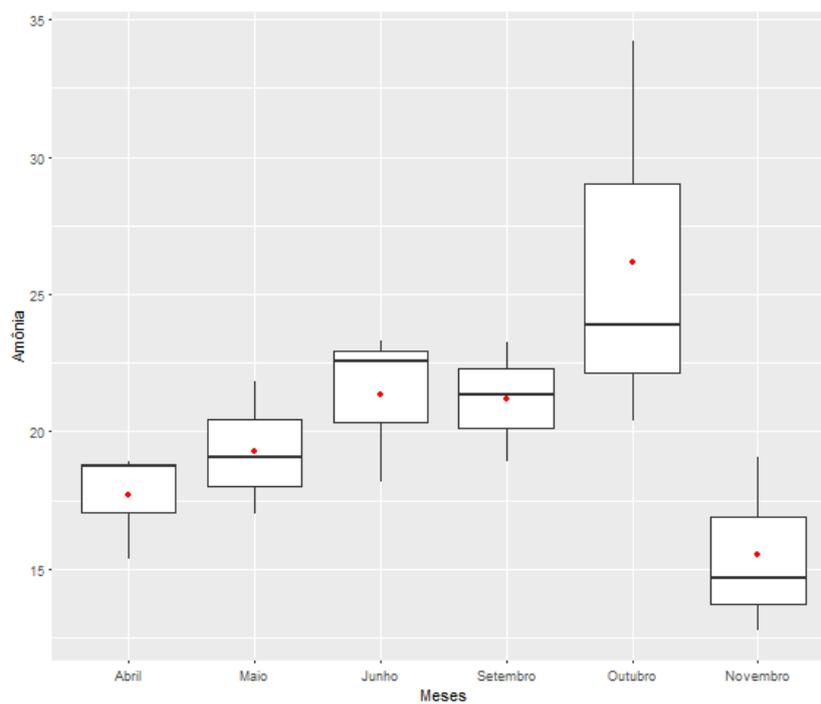
Conforme demonstrado na **Tabela 5.5**, no mês de setembro, o maior valor de pH foi observado às 16 h ($\text{pH} = 8,9$), no entanto, a menor concentração de amônia ocorreu no horário de 8:00 h e 24:00 h. Nos demais meses, houve uma correlação pouco definida entre o pH e o NH_4^+ .

Considerando a relação direta com a temperatura, os gradientes de concentração de NH_4^+ ao longo dos meses de pesquisa, não se mostraram acentuados na LF-1.

Tabela 5.6. Valores de pH e concentração de amônia na superfície da Lagoa de Maturação (LM1).

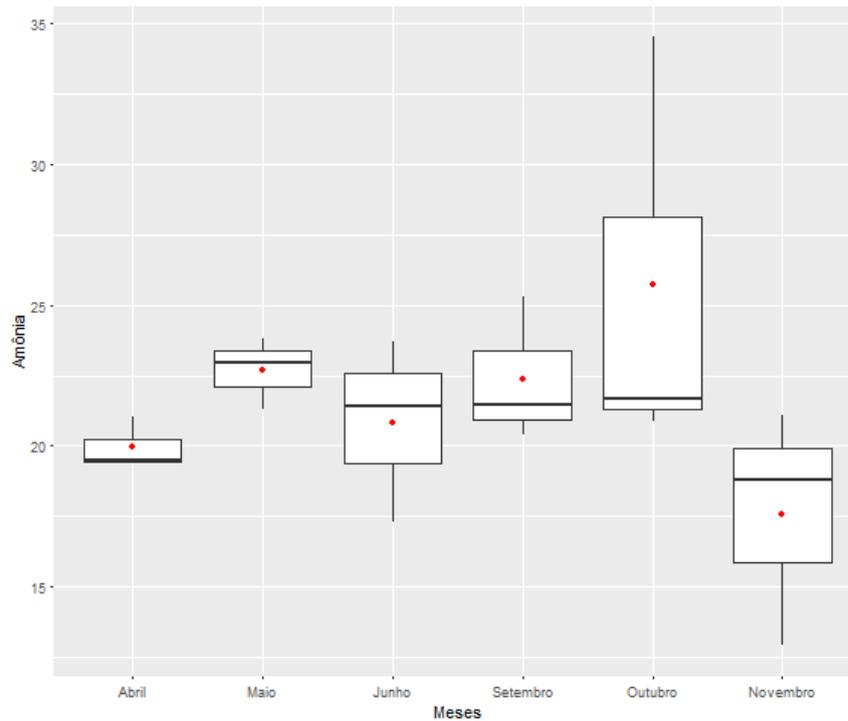
Resultados analíticos												
	Abril		Maio		Junho		Setembro		Outubro		Novembro	
	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺
Unid./h	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹
8	7,6	18,9	8,1	21,8	7,6	23,3	7,6	23,3	7,6	23,9	7,5	12,8
16	9,0	15,3	9,8	19,1	7,9	22,5	8,8	21,4	8,7	20,4	8,5	14,7
24	7,8	18,7	9,5	17,0	7,6	18,2	7,5	18,9	7,8	34,2	7,4	19,1

Figura 5.20a. Valores da Amônia em mg.L⁻¹, na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.20b. Valores da Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



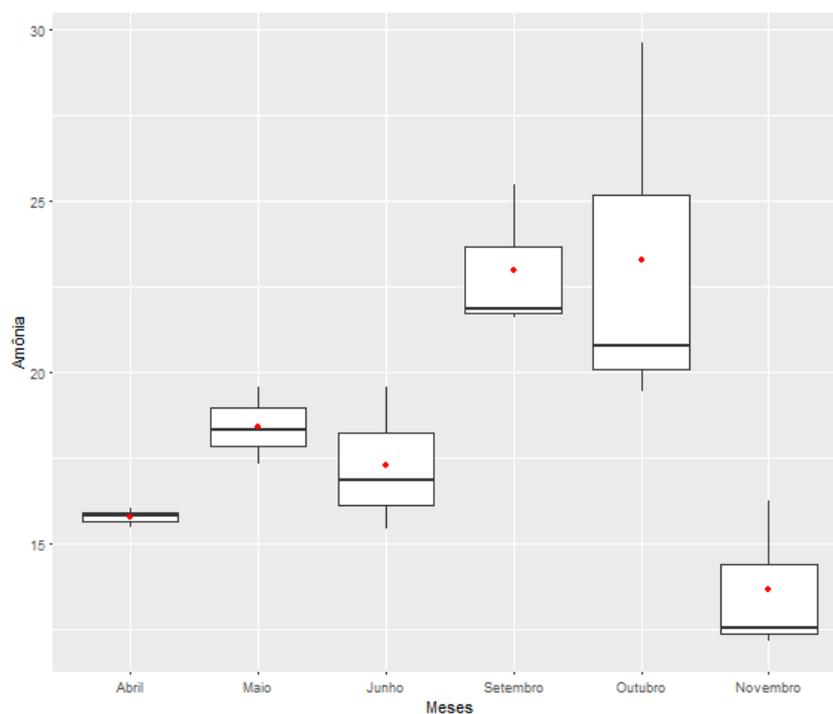
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

A lagoa LM-1 apresentou ausência de correlação entre os valores elevados de pH e as menores concentrações de amônia nos meses de maio, junho, setembro e novembro. As médias também não corresponderam ao esperado em reação à temperatura nos meses mais quentes, sendo os valores muito diferentes entre abril, outubro e novembro. No entanto, novembro apresentou os menores valores de amônia, em todos os horários de coleta, correspondendo às temperaturas elevadas.

Tabela 5.7. Valores de pH e concentração de amônia na superfície da Lagoa de Maturação (LM-2).

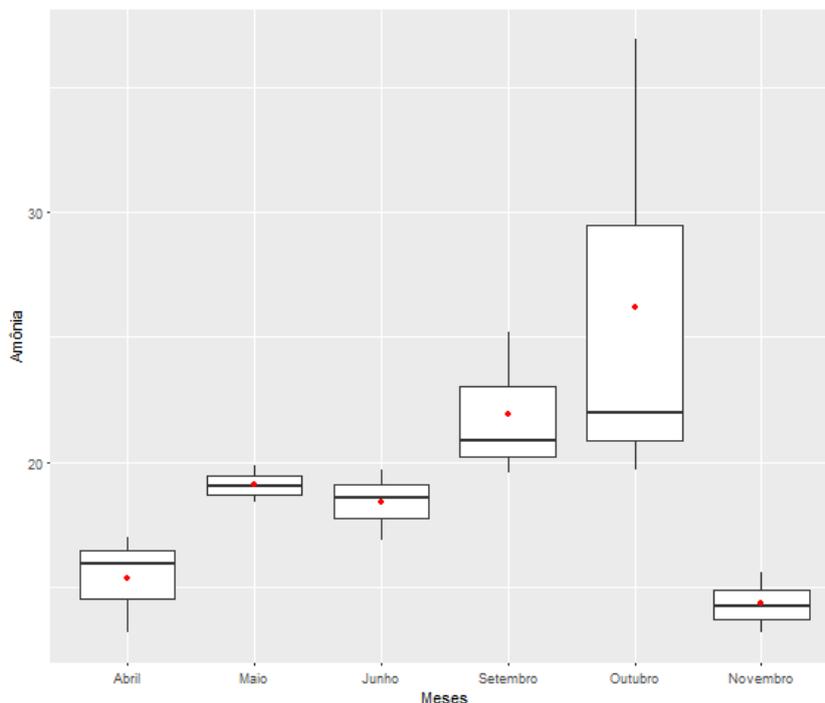
Resultados analíticos												
	Abril		Maio		Junho		Setembro		Outubro		Novembro	
	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺	pH	NH ₄ ⁺
Unid./h	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹	-	mg.L ⁻¹
8	7,6	15,5	7,9	18,3	7,7	15,4	7,6	21,6	7,8	20,8	7,5	16,3
16	8,9	16,0	9,5	17,4	8,7	19,6	8,3	25,5	8,6	19,4	8,5	12,6
24	7,8	15,8	9,5	19,6	8,0	16,9	7,6	21,9	7,8	29,6	7,5	12,2

Figura 5.21a. Valores da Amônia em mg.L⁻¹, na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.21b. Valores da Amônia em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

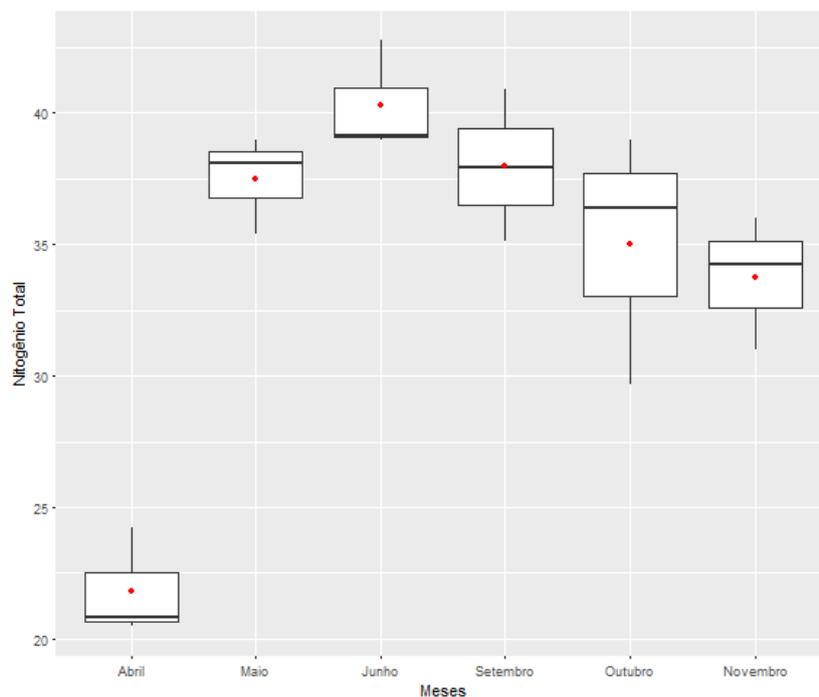
A lagoa LM-2 apresentou os menores valores de amônia em superfície e fundo. No primeiro caso, na superfície, esse fato é esperado em decorrência dos seguintes processos: volatilização na forma de NH_3 , pela ação sinérgica da temperatura sobre o pH nos horários de maior insolação; consumo pelo fitoplâncton e mineralização progressiva com formação de Nitrito e Nitrato. No segundo, ou seja, no fundo, a menor concentração de amônia provavelmente está associada à mineralização do material sedimentado. Nesta lagoa, dois valores encontrados foram os mais baixos registrados, sendo um às 16:00 horas ($12,56 \text{ mg.L}^{-1}$) e o outro às 24:00 horas ($12,16 \text{ mg.L}^{-1}$) em superfície. As **Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7** mostram a correlação dos valores de pH com a concentração de amônia no fundo das Lagoas LF-1, LM-1 e LM-2.

5.7 Concentração média de NTK na superfície e fundo das lagoas

As **Figuras 5.22a, 5.22b, 5.23a, 5.23b, 5.24a e 5.24b** apresentam os resultados das análises das concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) em mg.L^{-1} na superfície e no fundo de cada lagoa.

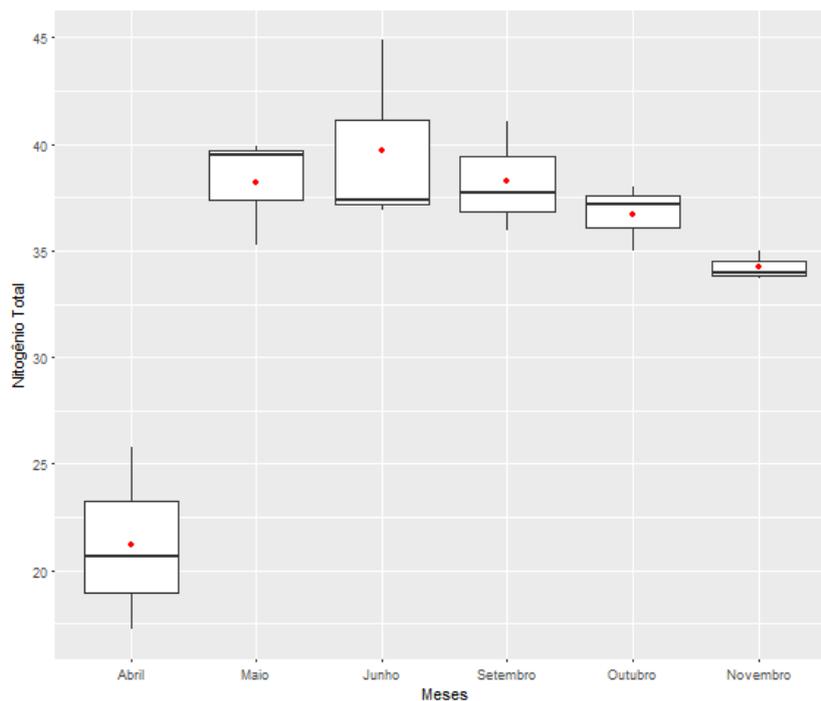
Considerando o comportamento encontrado para cada mês individualmente, foram encontradas diferenças estatísticas significativas (ANOVA) $p < 0,01$ entre os valores de superfície e fundo, como também de um mês para outro.

Figura 5.22a. Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



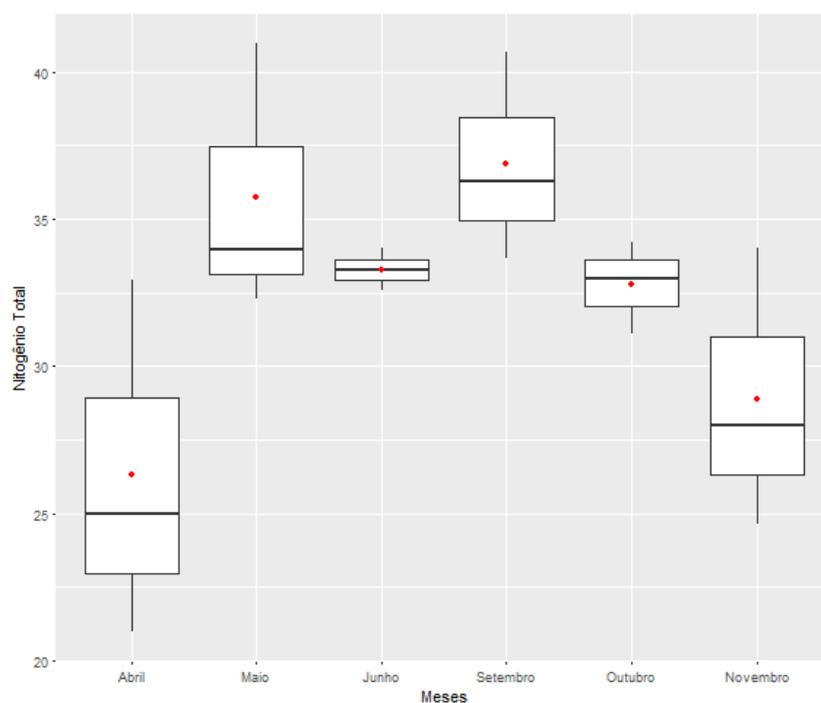
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.22b. Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras do fundo (F).



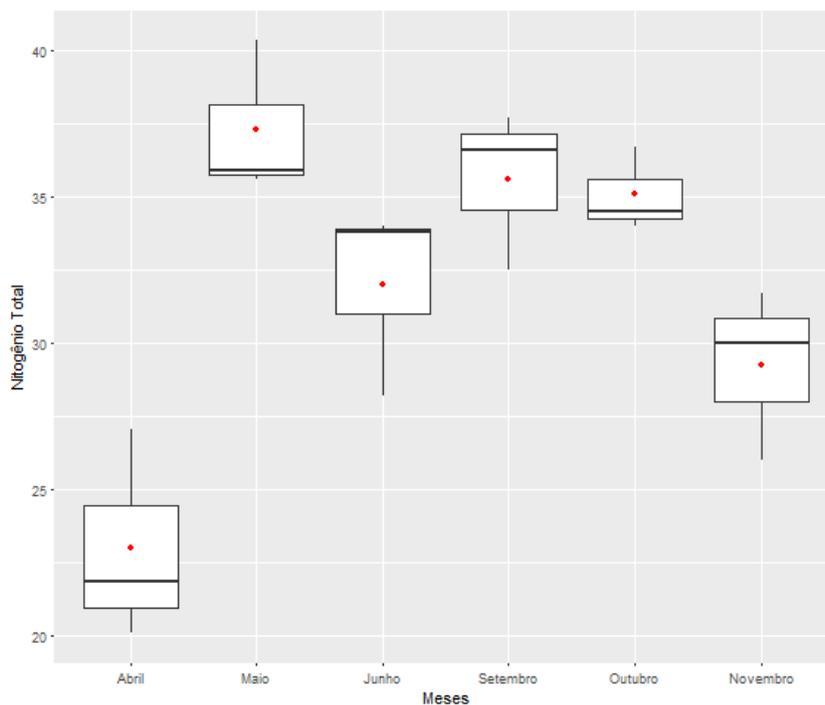
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.23a. Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



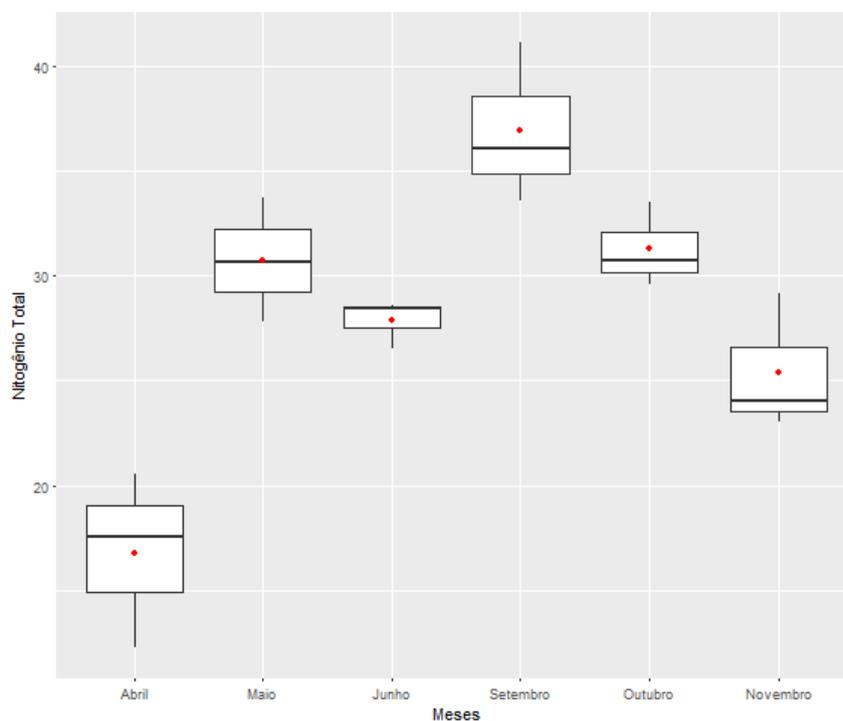
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.23b. Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).



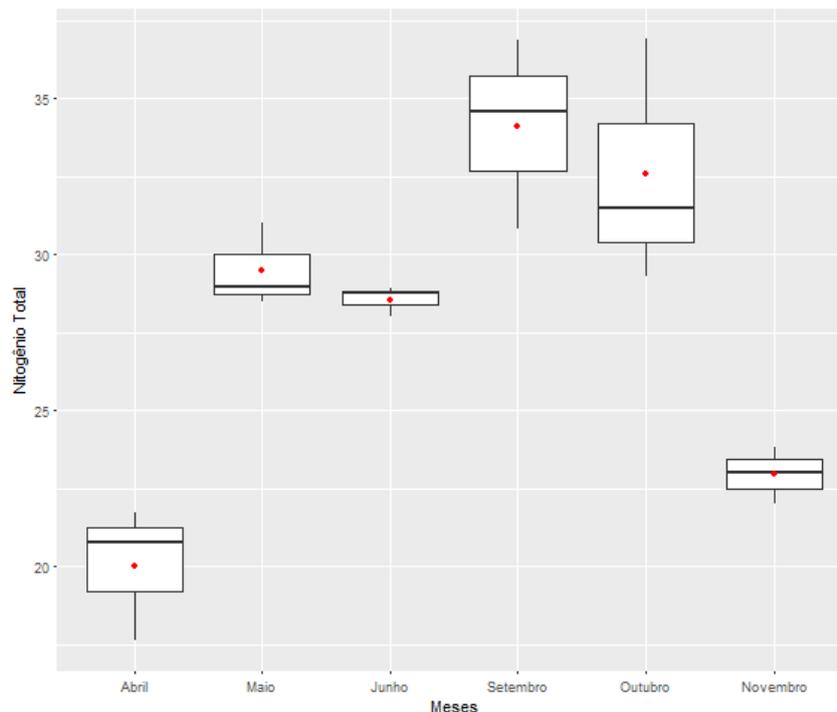
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.24a. Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras da superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.24b. Valores de Nitrogênio Total (NTK) em mg.L^{-1} , na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

5.8 Eficiência do sistema na remoção das concentrações de parâmetros físico-químicos nos meses estudados.

As concentrações médias afluentes e efluentes da ETE (sistema global) e os desvios padrão ao longo dos meses de estudo estão apresentados nas **Tabelas 5.8**. De acordo a análise de variância (ANOVA), não existe diferença estatística significativa entre os meses ($p > 0,05$) na eficiência de remoção dos parâmetros: DQO, NTK, Amônia e Fósforo total (PT).

Tabela 5.8. Concentrações dos parâmetros no afluente e efluente da ETE – média de três horários de observação e eficiência global de remoção.

		Resultados analíticos						
Constituintes	Unidades	Meses estudados (média e desvio padrão)						
		Abr.	Mai.	Jun.	Set.	Out.	Nov.	
DQO	Afluente	mg.L ⁻¹	297(±62)	288,5(±264)	233,5(±108)	180(±31)	397(±165)	340(±107,5)
	Efluente	mg.L ⁻¹	144(±100)	156,5(±53)	106(±38)	138,5(±66)	304,5(±49)	189,5(±0,7)
	E*	%	64(±12)	80,5(±18)	56(±26)	59(±11)	47(±38)	81(±2)
NTK	Afluente	mg.L ⁻¹	53(±44)	42(±11)	77(±26)	53(±11)	36(±16)	48,5(±4,1)
	Efluente	mg.L ⁻¹	24(±5)	32(±4)	37(±6)	37,5(±1)	32,5(±3)	32(±7)
	E	%	42(±34)	27(±23)	59(±9)	28(±18)	36(±16)	30(±3,5)
NH ₄ ⁼	Afluente	mg.L ⁻¹	49(±37)	28(±14)	57(±28)	30(±9)	43(±10)	28(±0,7)
	Efluente	mg.L ⁻¹	19,5(±0,8)	19(±3)	23(±1)	24(±2)	25(±4)	17(±1,0)
	E	%	51(±33)	25(±27)	65(±11)	18(±18)	42(±17)	44(±6)
PT	Afluente	mg.L ⁻¹	4(±2)	4(±1)	9(±0,6)	6,5 (±3)	6(±1,0)	5(±0,7)
	Efluente	mg.L ⁻¹	5(±0,3)	5(±0,0)	8(±0,7)	8(±2)	7(±0,3)	5(±0,7)
	E	%	7(±2)	0,0	39(±0,7)	0,0	0,0	0,0

Nota: *A eficiência foi medida considerando a DQO bruta afluente e a DQO filtrada efluente, PT = Fósforo total; E=eficiência de remoção

As eficiências de remoção da ETE de Petrolândia, ou seja, remoção total do sistema, bem como as concentrações médias afluentes e efluentes e seus respectivos desvios padrões estão apresentadas na **Tabela 5.8**. Pela análise de variância (ANOVA), não existe diferença significativa, ao nível de significância de ($p > 0,05$), entre os meses para as eficiências de remoção de: DQO, NTK, Amônia.

A eficiência de remoção de DQO apresentou média mínima (47%) no mês de outubro e média máxima (81%) no mês de novembro, estando de acordo com o observado por Oliveira e Von Sperling (2011), que encontrou um valor médio de 55 % para lagoas facultativas em diversas regiões do Brasil. O efluente final do sistema apresentou variações de DQO, entre 106 e 200 mg.L⁻¹, valores dentro da faixa descrita na literatura, que é de 120 a 200 mg.L⁻¹ para efluente final de sistema de lagoas facultativas.

A eficiência de remoção de nitrogênio total (NTK) apresentou média mínima (27%) no mês de maio e média máxima (59%) no mês de junho e concentração no efluente final variando de 21 a 43 mg.L⁻¹. Segundo Oliveira e Von Sperling

(2011), a média de eficiência observada em sistemas brasileiros de lagoas facultativas é de 44% e a média de concentração no efluente é de 38 mg.L⁻¹. Portanto, a ETE de Petrolândia é satisfatória do ponto de vista do parâmetro NTK.

Com relação aos nutrientes, esses influenciam a frequência da comunidade fitoplanctônica pela competição entre *Chlorophyta* e *Cyanophyta* em sistemas eutróficos e hipereutróficos. Nesses ambientes, a *Cyanophyta* tende a ser predominante em baixas concentrações de nitrogênio mineral, o que, por sua vez, resulta em uma baixa relação N:P. Arauzo *et al.* (2000) atribuíram a ausência de *Cyanophyta* em lagoas de estabilização a uma alta proporção de nitrogênio inorgânico dissolvido em relação ao fósforo reativo solúvel (> 15). Assim sendo, a relação N:P pode ser um bom indicador da dominância de *Cyanophyta* em lagoas de estabilização.

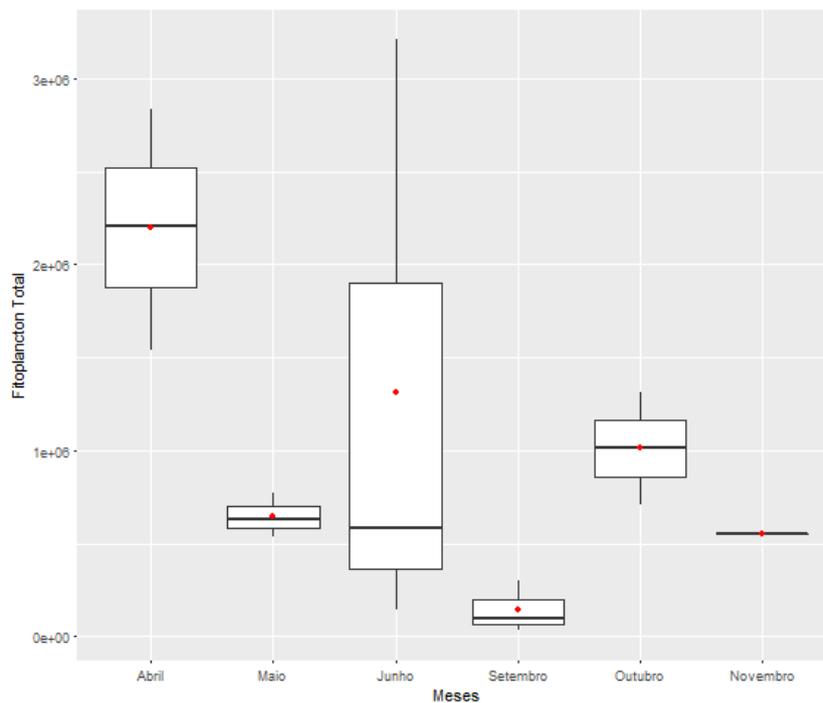
No estudo da ETE de Petrolândia, considerando o efluente final (P2) foi observada que a relação N:P manteve-se inferior a 10 ao longo dos meses de estudo demonstrando favorecimento à dominância de *Cyanophyta* em relação aos demais grupos presentes, com abundância superior a 50%, porém o mês de setembro, mesmo com a relação N:P (< 10), houve predomínio da divisão *Chlorophyta* em relação às demais divisões.

5.9 Dinâmica das comunidades fitoplanctônicas e presença de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas no efluente da ETE de Petrolândia.

Os resultados obtidos no estudo do fitoplâncton total, para as amostras de superfície e fundo nas lagoas LF-1, LM-2 e LM-3 são mostrados nas **Figuras 5.25a, 5.25b, 5.26a, 5.26b, 5.27a e 5.27b**. Abril foi um mês com a temperatura média da água mais alta em todas as lagoas, e foi também o mês com a mais elevada densidade de células de fitoplâncton total, esse processo tende a elevar a turbidez do meio resultando em um rebaixamento do valor da zona eufótica (ZE). Em contraposição, os meses de maio e setembro foram os

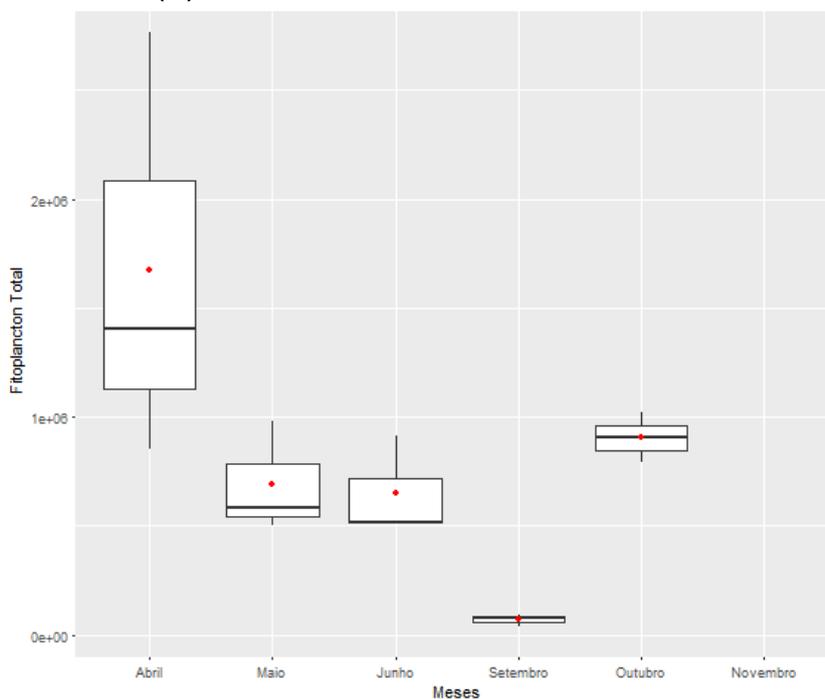
meses com a temperatura mais baixa, apresentando a mais baixa densidade de fitoplâncton total. Isso confirma a interferência da radiação solar e da temperatura no desenvolvimento do fitoplâncton total.

Figura 5.25a. Valores de fitoplâncton total ($\text{cel. ml}^{-1} \log$), na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de superfície (S).



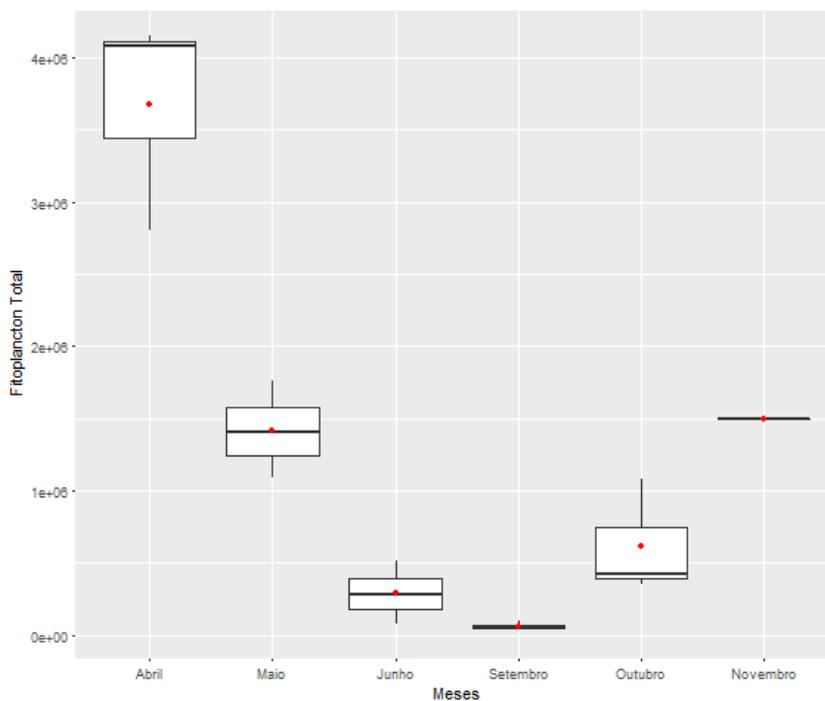
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.25b. Valores de fitoplâncton total (cel.ml⁻¹log), na lagoa facultativa LF-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).



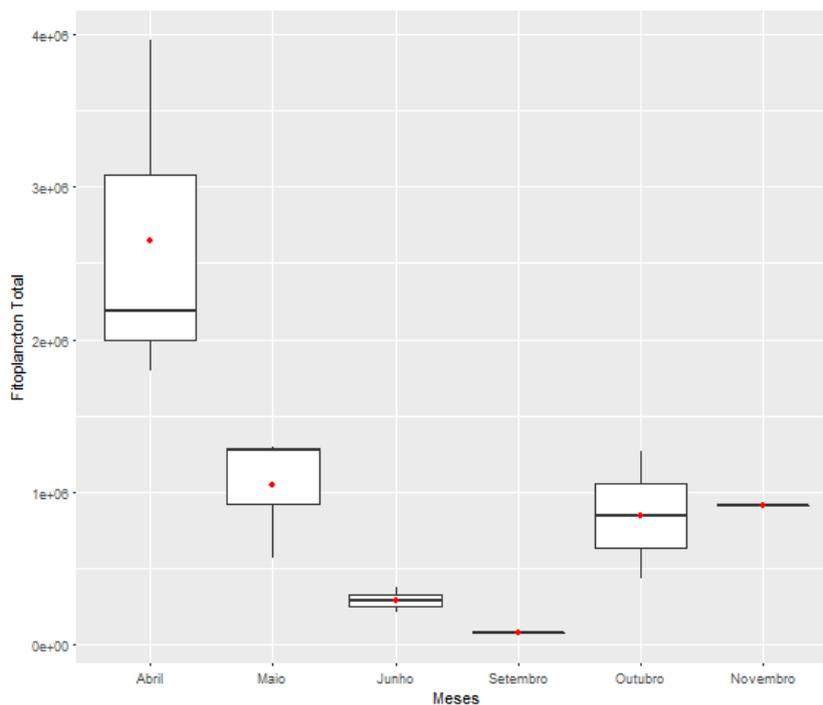
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (█).

Figura 5.26a. Valores de fitoplâncton total (cel.ml⁻¹log), na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de superfície (S).



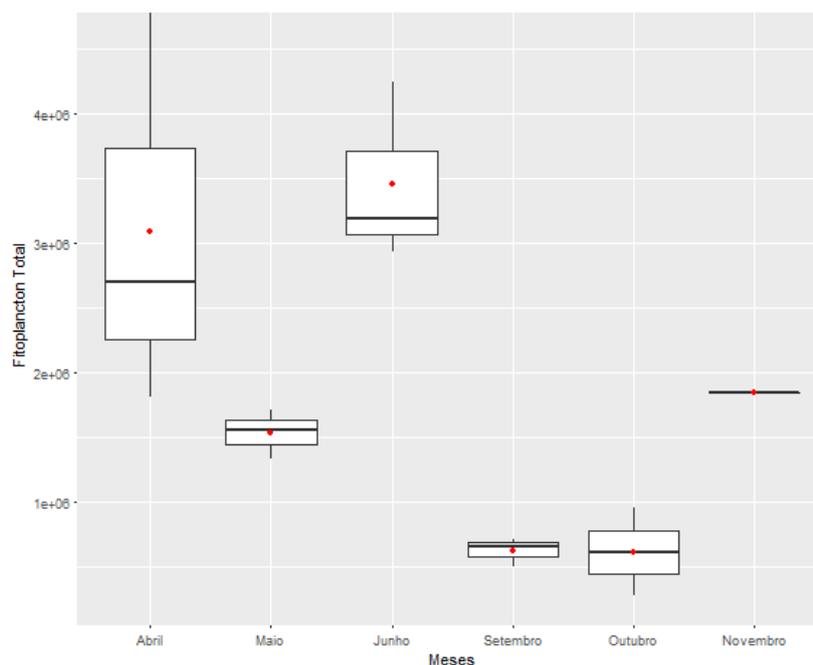
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (█).

Figura 5.26b. Valores de fitoplâncton total (cel.ml⁻¹log), na lagoa de maturação LM-1 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).



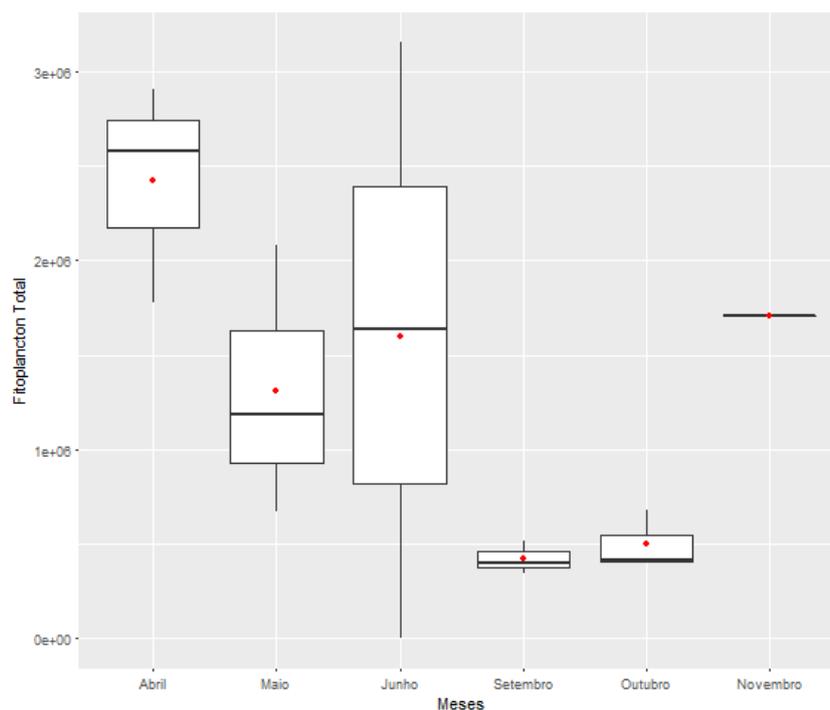
Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.27a. Valores de fitoplâncton total (cel.ml⁻¹log), na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de superfície (S).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Figura 5.27b. Valores de fitoplâncton total ($\text{cel.ml}^{-1}\log$), na lagoa de maturação LM-2 ao longo dos meses de estudo. Médias dos horários de coleta das amostras de fundo (F).



Legenda: mediana (—), média (●) e desvio padrão (|).

Pelos valores de densidades nas lagoas LF-1, LF-2 e LM-3, observa-se uma tendência de aumento na densidade de fitoplâncton em todos os horários observados no sentido LF-1, LM-1, LM-2, o que aponta a LM-2 como um ambiente favorável ao estabelecimento de novas espécies no sistema.

- **Composição do fitoplâncton**

A identificação e classificação dos táxons foram feitas somente na lagoa de maturação-2, tendo em vista que esta lagoa representa a etapa final do tratamento, sendo este tipo de lagoa adicionada com a intensão de promover a remoção de material orgânico remanescente, mas, principalmente, remoção de patógenos e nutrientes.

Estudo realizado por Pastich, em 2010, no afluente e efluente da lagoa de maturação LM-2 de Petrolândia, foi identificada a presença de 18 táxons, na

LM-2, sendo 10 táxons pertencentes à divisão Cyanophyta, 5 táxons à divisão Chlorophyta e 3 táxons à divisão Euglenophyta. Dezembro é um mês com médias de temperatura elevadas, sugerido interferência desse parâmetro nas densidades de cianobactéria na etapa final do tratamento (PASTICH, 2011).

No referido estudo, o efluente da LM-2 apresentou uma riqueza de táxons superior à do afluente. Dentre os táxons presentes nessa lagoa, três merecem destaque por estarem entre aqueles identificados como potenciais promotores de toxidade são eles: *Cylindrospermopsis racibosky*, *Microcystis sp.* e *Oscillatoria sp.* Os táxons identificados na LM-2 estão apresentados na **Tabela 5.9**, onde se observa o efluente com dezesseis táxons e o afluente com treze táxons.

Tabela 5.9. Táxons identificados na lagoa de maturação LM-2.

Resultados analíticos			
Divisão	Táxons	Afluente	Efluente
Cyanophyta	<i>Choococcus sp.</i>	p	p
	<i>Cylindrospermopsis raciboskii</i>	a	p
	<i>Limnothrix sp.</i>	p	p
	<i>Merismopedia punctata</i>	a	p
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	p	p
	<i>Microcystis sp.</i>	a	p
	<i>Oscillatoria limosa</i>	p	p
	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	p	p
	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	p	a
	<i>Synechocysti-saqualitis</i>	p	p
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	p	p
	<i>Closteriopsis acicullaris</i>	p	p
	<i>Crucigenia fenestrata</i>	p	p
	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	a	p
	<i>Scenedesmus sp</i>	p	a
Euglenophyta	<i>Euglena acus</i>	p	p
	<i>Phacus longicauda</i>	a	p
	<i>Trachelomonas volvocina</i>	p	p

Nota: foi atribuído (p) à presença e (a) à ausência.

Para avaliar o efeito da temperatura na dinâmica do fitoplâncton, foram feitas coletas no interior da referida lagoa, com amostragem na superfície (a 10 cm da lâmina d'água) e no fundo (a 40 cm do fundo da lagoa), nos meses de abril e setembro, correspondentes respectivamente ao mês mais quente e mais frio, apresentados na **Tabela 5.10**.

Tabela 5.10. Densidade celular do fitoplâncton identificada na lagoa de maturação durante o período de estudo. Média (desvio padrão) da densidade celular (Cell.mL⁻¹) por mês de coleta.

Divisão	Táxon	Profundidade	Meses estudados	
			(Média e Desvio Padrão), Densidade (cel.mL ⁻¹)	
			Abril	Setembro
Cyanophyta	<i>Aphanocapsa sp.</i>	S	88 (158)	0 (0)
		F	17 (34)	9 (24)
	<i>Chroococcus turgidus</i>	S	2075 (2214)	1292 (742)
		F	1124 (1020)	1232 (378)
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	S	1 (2)	3 (7)
		F	2 (6)	8 (16)
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	S	0 (0)	0 (0)
		F	0 (0)	0 (0)
	<i>Oscillatoria sp.</i>	S	85714 (23400)	6000 (6573)
		F	68929 (16534)	5143 (4451)
Chlorophyta	<i>Chlorococcum</i>	S	0 (0)	990 (1767)
		F	0 (0)	1393 (2379)
	<i>Dictyosphaerium sp.</i>	S	243 (308)	42 (102)
		F	85 (224)	45 (118)
	<i>Sphaerocystis sp.</i>	S	202 (317)	16167 (7658)
		F	202 (252)	12942 (6296)
	<i>Closteriopsis aciculares</i>	S	691 (276)	94 (52)
		F	576 (402)	170 (107)
	<i>Monoraphidium circinale</i>	S	69 (124)	0 (0)
		F	445 (464)	9 (24)
<i>Radiococcus sp.</i>	S	9 (24)	0 (0)	
	F	6 (15)	0 (0)	
<i>Volvox sp.</i>	S	118 (144)	0 (0)	
	F	50 (68)	0 (0)	
Euglenophyta	<i>Euglena acus</i>	S	0 (0)	0 (0)
		F	0 (0)	9 (24)
	<i>Euglena sp.</i>	S	15 (18)	0 (0)
		F	4 (6)	27 (49)
	<i>Phacus sp.</i>	S	0 (0)	10 (26)
		F	0 (0)	143 (156)
	<i>Lepocinclis</i>	S	0 (0)	0 (0)
		F	0 (0)	54 (12)

As três divisões do fitoplâncton encontradas (*Cyanophyta*, *Chlorophyta*, e *Euglenophyta*) não mudaram consideravelmente através da superfície e do fundo. No entanto, eles mudaram muito nos meses amostrados; Grande domínio de *Cyanophyta* foi encontrado em abril, enquanto *Chlorophyta* dominou a lagoa em setembro.

Tendo em vista que a densidade média de células de cianobactérias no efluente foi de $3,83 \times 10^5 \text{ cel.mL}^{-1}$, o que corresponde em litros a $3,83 \times 10^8 \text{ cel.L}^{-1}$. Considerando que a vazão média da estação é de 14 L.s^{-1} , pode-se concluir que a estação lança uma média de $5,4 \times 10^9$ células de cianobactérias, a cada segundo, no corpo receptor. O volume do corpo receptor (reservatório de Itaparica) é $3,5 \times 10^9 \text{ m}^3$ e a vazão, segundo a CHESF, tem variado em torno de 1200000 L/s resultando numa concentração de cianobactéria no corpo receptor da ordem de $4,5 \times 10^9 \text{ cel.L}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

Dentre as espécies do fitoplâncton presentes na superfície e no fundo da lagoa, registrou-se a dominância da cianobactéria filamentosa *Oscillatoria limosa*, identificada como a espécie encontrada em concentração elevada, tanto na superfície como no fundo. Segundo Pastich (2011), é comum a dominância de cianobactérias filamentosas em ambientes rasos e turvos, características típicas das lagoas de maturação.

A grande preocupação com a dominância do gênero *Oscillatoria* em lagoas de estabilização é o fato de ser um gênero considerado como potencialmente produtor de toxinas, além de sua conhecida adaptação às condições climáticas predominantes na região semiárida.

A função das lagoas de maturação é a remoção de material orgânico remanescente das etapas prévias do tratamento, mas principalmente a remoção de patógenos e nutrientes, porém os resultados obtidos no efluente final da ETE de Petrolândia demonstram valores bastante elevados da densidade de cianobactérias em todos os horários estudados. Considerando

que as cianobactérias representam um risco potencial de produção de toxinas, é importante reavaliar essa etapa do tratamento diante do fato de corrigir patógenos, porém, submetendo ao risco de incorporar toxinas que serão lançadas no corpo receptor dos efluentes.

Ressalta-se que a dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas não é regra geral em todos os sistemas de lagoas de estabilização, ficando evidente a importância da incorporação de ensaios quali-quantitativa do fitoplâncton na rotina sistemática de monitoramento desse tipo de sistema de tratamento.

De acordo com a análise de componentes principais – ACP, **Figura 5.30**, os dois primeiros componentes principais explicam 66% da variabilidade total dos dados, sendo PC1 com 42% e PC2 com 24% (**Figura 5.29**). A **Figura 5.28** mostra o *Scree plot* dos componentes principais e a tabela 5.11 os autovetores dos componentes principais.

Figura 5.28. *Scree plot* dos componentes principais

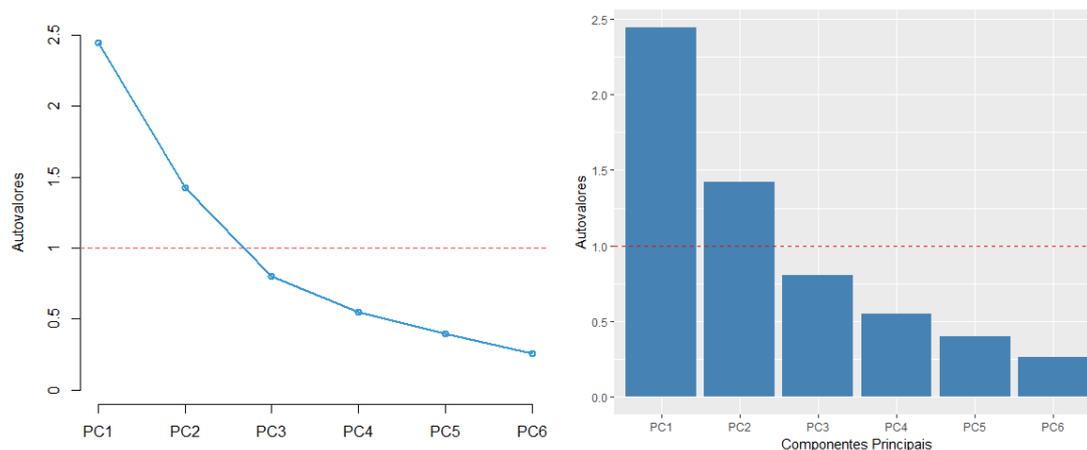


Tabela 5.11. Autovetores dos componentes principais.

Variáveis	PC1	PC2
Oxigênio	0,39	-0,45
Ph	0,24	-0,65
Temperatura	0,44	-0,19
Nitrogênio Total	-0,48	-0,47
Amônia	-0,38	-0,10
Fitoplancton Total	0,47	0,33

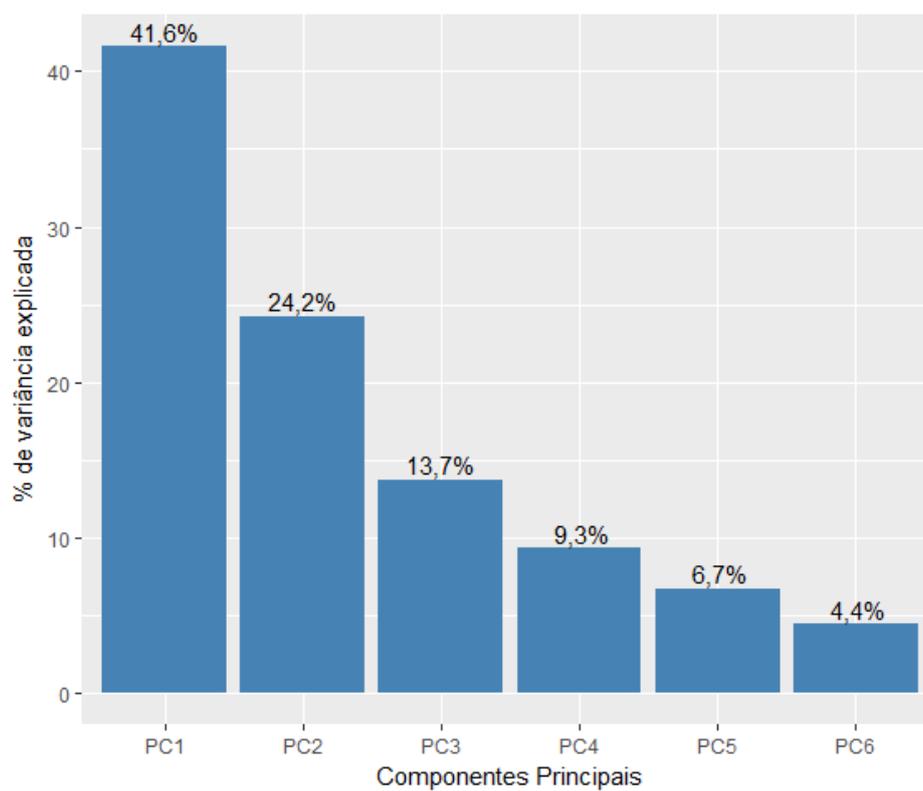
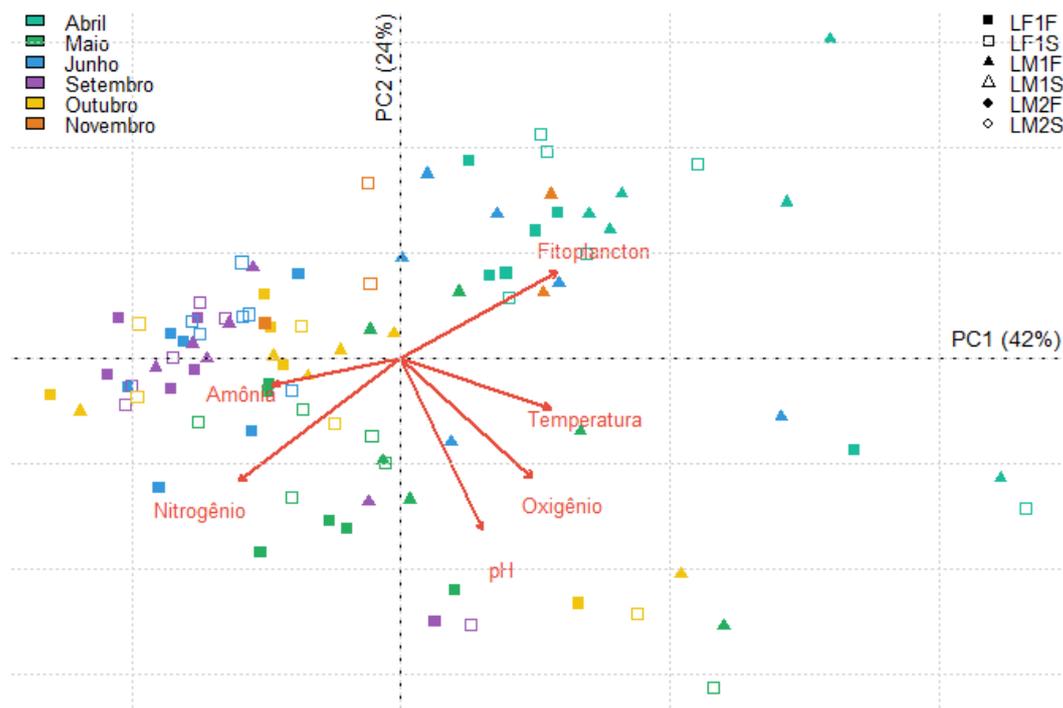
Figura 5.29. Percentual da variância explicada dos componentes principais.

Figura 5.30. Gráfico dos componentes principais do sistema da ETE de Petrolândia para as variáveis de superfície (S) e fundo (F) por mês.



Na ACP, para os dados das lagoas, fica evidente que existe uma forte variação mensal, visto que as três lagoas ficam juntas e o aspecto geral que influencia no agrupamento dessas lagoas é a variação mensal. Pela **Figura 5.30**, também é possível perceber que o mês de setembro é o inverso do mês de abril para o agrupamento das lagoas LF-1, LM-1 e LM-2 (setembro está em um quadrante da figura e abril no lado oposto), isso significa que são inversamente proporcionais, ou seja, alguns parâmetros que são altos em setembro são baixos em abril. O mesmo se verifica com relação às lagoas LF-1 e LM-1 no mês de junho. Essas lagoas sofreram influência de 42% das variáveis que compõem a PC1.

O mês de abril sofreu fortes chuvas, registrando o maior índice pluviométrico dentre os meses pesquisados e também as maiores médias de temperatura da água, contrapondo-se ao mês de setembro sem chuvas e de médias de temperatura baixas. As fortes chuvas em abril podem ter sido a causa dos baixos valores de concentração de oxigênio dissolvido, bem inferiores aos demais meses de estudo, levando a uma menor atividade fotossintética provavelmente em consequência da entrada de esgoto diluído na lagoa LF-1.

As lagoas LF-1, LM-1 e LM-2 no mês de maio formam um agrupamento que se opõe a LM-2 no mês junho, posicionada no quadrante inferior, que sofreram influência de 24% das variáveis que compõem a PC2.

O fato das lagoas estarem agrupadas por mês significa que os meses definem ambientes diferentes entre si, o que leva a supor que as condições ambientais interferem em cada unidade do sistema de tratamento.

Segundo AMENGUAL-MORRO *et al.* 2011, nas lagoas de estabilização as principais transformações de matéria orgânica em nutrientes são regidas pelas condições climáticas da região, que conduzem as interações entre as diversas comunidades de micro-organismos aeróbios, anaeróbios e anóxicos, com ocorrência de compartimentos verticais metabólicos diferentes. Estes micro-organismos são responsáveis por toda a dinâmica físico-química do meio onde estão inseridos.

Nas lagoas que compõe o sistema de tratamento de esgotos de Petrolândia, pode-se observar na **Figura 5.30** que o fitoplâncton tem um comportamento inversamente proporcional à amônia e ao NTK, ou seja, quando amônia e NTK estão elevados, o fitoplâncton total está baixo, ocorrendo também o comportamento inverso. Essa relação sofre influência de 42% das variáveis que compõem a PC1.

A amônia em meio aquático apresenta-se sob duas formas elementares, a ionizada (NH_4^+) e a não ionizada (NH_3). A amônia não ionizada em comparação ao NH_4^+ é muito mais tóxica este fato está relacionado à sua permeabilidade

através de membranas celulares dos organismos e de sua solubilidade em lipídios. Valores elevados de pH na ETE de Petrolândia foram registrados nos horários de 16h e 24h.

A ACP para os dados da superfície e fundo das lagoas demonstrou que não houve diferenciação pronunciada entre a superfície e o fundo, uma vez que os dados de superfície e de fundo ficam juntos em todos os quadrantes como mostra a **Figura 5.30**.

Na **Figura 5.30**, observa-se que a amônia se comporta inversamente proporcional à temperatura e oxigênio dissolvido. Valores de pH elevados provocam valores de amônia baixos, porque amônia pode volatilizar em valores elevados de pH.

5.10 Atendimento à legislação ambiental

A ETE estudada atende aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental pertinente, Resolução CONAMA N°430, de 13 de maio de 2011, de uma forma geral, conforme mostrado na tabela 5.8, onde estão representados os valores médios dos parâmetros pH, temperatura e matéria orgânica. A Resolução CONAMA N°430/2011 não estabelece condições de lançamento de efluentes para os parâmetros fósforo total, coliformes termotolerantes e densidade de cianobactérias.

Os padrões de qualidade a serem obedecidos para lançamento de efluentes de tratamento de esgotos no corpo receptor não contemplam a concentração de cianobactérias e cianotoxinas. Esses parâmetros, porém merecem destaque, tendo em vista que as lagoas de tratamento são ambientes propícios ao desenvolvimento desses organismos, alguns produtores de toxinas, em função de seu papel na realização da fotossíntese, fundamental para a remoção da matéria carbonácea presente nos esgotos. Além das cianobactérias, potencialmente tóxicas, o efluente sendo rico em nutrientes favorece o desenvolvimento de florações de cianobactérias no corpo receptor. Essa é uma

razão da importância de ser incluída análise quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica nos efluentes de lagoas de estabilização.

6 CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram diferenças significativas entre a superfície e o fundo para os parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido e pH, sugerindo a existência de estratificação destes no interior das três lagoas. A temperatura elevada influenciou positivamente a produção de fitoplâncton. As *Cyanophytas*, *Chlorophytas* e *Euglenophytas* foram as divisões que se destacaram na composição do fitoplâncton da lagoa de maturação sendo que a relação $N:P \leq 10$ favoreceu o predomínio de *Cyanophytas* e a *Oscillatoria sp.*, potencialmente tóxica, foi o membro mais abundante desta divisão. É recomendável a incorporação de um tipo de tratamento apropriado para remoção de cianobactérias e cianotoxinas baseado no conhecimento da variação na comunidade de fitoplâncton em conformidade com a sazonalidade climática antes do lançamento no copo receptor.

REFERÊNCIAS

- ALDANA, G.J.; LLOYD, B.J.; GUGANESHARAJSH, K.; BRANCHO, N. **The impact of wind on Waste stabilisation Ponds performance**. In: 8TH IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS (IWA Pond's 2009), Belo Horizonte, MG, Brazil, 2009.
- AMENGUAL-MORRO, C.; MNIELL, G.; MARTÍNEZ-TABERNER, A. Fitoplankton as bioindicator for wasye stabilization. **Jornal Of Environmental Management**, A, p.1-6, 2011.
- ANAGNOSTIDIS, K. KOMAREK, J. Modern approaches to the classification system of the cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. **Archiv fuer Hydrobiologie**. n. 50–53, p. 327–472, 1988.
- AQUINO, E.P. *et al.* Cianobactérias das lagoas de tratamento de esgoto no Semi-Árido Nordeste (Ceará, Brasil). **Journal Of Botany**, v. 39, p.34-46, 2010.
- ARAUZO, M.; COLMENAREJO, M. F.; MARTINEZ, E.; GARCIA, M. G. The role of algae in a deep wastewater self-regeneration pond. **Water Research**, vol. 34, no. 14, pp. 3666-3674, 2000.
- ARTHUR, J. P. **Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries**. Technical paper no 7. Washington: Word Bank, 1983.
- AZOV Y., GOLDMAN J.C. Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. **Applied and Environmental Microbiology**, 43, 735-739, 1982.
- BARRINGTON, D. J., REICHWALDT, E. S.; GHADOUANI, A., The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. **Ecological Engineerin**, vol. 50, p. 86-94, 2013.
- BANKER, R.; CARMELI, S.; HADAS, O.; TELTSCH, B.; PARAT, R.; SUKENIK, A. Identification of cylindrospermopsin in the cyanobacterium aphanizomenon ovalisporum (Cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. **Journal Phycology**, 1997.
- BENTO, A. P. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de Perifítion / Biofilme**. 2005. 197f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- BICUDO, C. E. De M; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de águas continentais do Brasil**. São Carlos: RiMa, 2006.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C; OLIVEIRA, M.C.; BOLCH, C.J.S. Genetic variability of some Brazilian strains of *Microcystis aeruginosa* complex (Cyanophyceae/Cyanobacteria) using the nucleotide sequence analysis of the intergenic spacer and flanking regions from *cpcBA*-phycocyanin operon. **J. Phycol.** v. 37, n. 5, 2001.

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systématique.** Paris: Éditions N. Boubée. 572 p. Tome I: Les algues vertes, 1972.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em águas para consumo humano.** Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2003.

BRASIL, Ministério da saúde. Resolução CONAMA N° 430 de 13 de maio de 2011: **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes,** complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília. 2011.

BRASIL, Ministério da saúde. Portaria 2914 N° 2914 de 12 de dezembro de 2011. **Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília, 2011.

CALIJURI, M. C.; ALVES DOS SANTOS A.C.A. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.—Brazil). **Jornal of Plankton Research.** v. 24, p. 617-634, 2001.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.; SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** São Carlos: RiMa, 2006.

CAMARGO VALERO M.A., MARA D.D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science and Technology,** v. 55, n. 11, p. 87–92. 2007b.

CAMARGO VALERO, M.A., MARA, D.D. E NEWTON, R.J. Nitrogen removal in maturation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass. Sección de Saneamento Ambiental, Universidade Nacional de Bogotá, Colômbia. **Water Science Technology,** v. 61, n. 4, p. 1027-34. 2010.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American,** v. 271, p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W.W. **Toxic Microcystis and the environment.** In Toxic Microcystis (M.F. Watanabe, K.I. Harada, W.W. Carmichael & H. Fujiki, eds.). CRC Press, Boca Raton. p.1-11,1996.

CARMICHAEL, W.W.; AN, J.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; LAU, S.; RINEHARTI, K.L.; JOCHIMSEN, E.M.; HOLMS, C.E.M; SILVA, J.B. Analysis for microcystins

involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. **IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia**, 1996.

CASTRO, L. R., CORTES L. A. B. Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 2, n.1. p 97 – 102. Campina Grande – PB, DEAg/UFPB, 1998.

CAVALCANTI, P.F.F. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento**. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES,. p. 105-170, 2001.

CARVALHO, M. DO C. *et al.* **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais / CETESB**, (Série Manuais, ISSN 0103-2623); São Paulo,. 47 p, 2013.

CATTELL, R. B. The scree test for the number of factors. **Multivariate Behavioral Research**, 1(1), 245-276, 1966.

CHERNICHARO C. A. L. **Reatores Anaeróbios – princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 5, 2000.

CHORUS, I; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water**. A Guide to the their publichealth consequences, monitoring and management. London: E&FN Spon, 1999.

CURTIS T. P.; MARA D. D.; SILVA S. A.. Influence of pH, Oxygen, and Humic Substances on Ability of Sunlight To Damage Fecal Coliforms in Waste Stabilization Pond Water. **Applied And Environmental Microbiology**, p.1-9, 1992.

DANTAS, W. E. *et al.* Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasileira**, A, v. 4, n. 22, p.1-13, 2008.

DUARTE, P. A mechanistic model of the effects of light and temperature on algal primary productivity. **Ecological Modelling**, 82, 151-160, 1995.

ESTEVEZ, F.A., **Fundamentos de limnologia**. 2nd ed. Rio de Janeiro: Interciência. 602 p, 1998.

FALCO, P. B. **Estrutura da comunidade em duas escalas temporais: nictimeral e sazonal (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização**. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2005.

FURTADO, *et al.* **Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production.** *Hydrobiologia* v. 627, n. 1, p. 195-209, 2009.

GRANADO, R. F. *et al.* **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP).** Dissertação (mestrado). USP/ Escola de Engenharia de São Carlos, 2004.

GONÇALVES, E. A. P. **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização.** Dissertação de mestrado Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, 2008.

HARADA, K. I., OHTANI, I. IWAMOTO, K. SUZUKI, M.; WATANABE, M. F. TERAOKA, K. Isolation of cylindrospermopsin from cylindrobacterium Umezakaia natans and its screening method. **Toxicon**. 32-73, 1994.

HUSZAR, V.L.M, SILVA, L.H.S, MARINHO, M, DOMINGOS, P., SANT' ANNA, C.L Cyanoprokaryote assemblages in eighth productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**. v. 424, p. 67-77, 2000.

INMET. **Normais climatológicas do Brasil.** Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>. Acessado em: 6 de Dezembro de 2016.

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

KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. **Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis.** Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. IOC Manuals and Guides, no. 55, 2010.

KATO M.T., FLORENCIO L. **Pós-tratamento de efluente anaeróbico em lagoa de polimento** Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 59-68, 2001.

KAYOMBO, S. *et al.* Diurnal cycles of variation of physical–chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 3, p.287-291, 2002.

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

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

KOTUT, K. et al. Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage ponds- A potential threat to wildlife. **Limnologica**, p.47-57, 2010.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO D.; AZEVEDO, S.M.F.O.; OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, 37: 1359-1373, 1999.

MAGALHÃES, V.F.; *et al.* Microcystins (Cyanobacteria Hepatotoxinas) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brazil-RJ). **Toxicon** v. 42, p. 289- 295, 2003.

MARA, D. D. Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: **John Wiley & Sons**, 1976.

MARA, D. D., PEARSON, H. Artificial Freshwater environmental: Waste stabilization ponds. In **Biotechnology**, v.8, p. 177-206, 1986.

MARA, D. D., MILLS, S. W., PEARSON, H. W., ALABASTER, G. P., Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, v. 6, 72,1992.

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

MATSUZAKI, M; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. **A comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo**. Revista Saúde Pública, São Paulo, 38(5): 679-686,2004.

MENDONÇA, S.R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. Colômbia: McGraw-Hill, 2000.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliense.**, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

OHTANI, I.; MOORE, R.E.; RUNNEGAR, M.T.C. **Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxin form the blue-green algae *Cylindrospermopsis raciborskii***, 1992. In: CHORUS, I. e BARTRAM, J. (ed.) Toxic cyanobacteria in water – A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization, 1999.

OLIVEIRA, L. F. F. **Eficiências de Remoção de Carga Orgânica por Lagoas de Estabilização**. ABES, 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M.. Avaliação de 166 ETE's em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - análise de desempenho. **Engenharia Sanitaria Ambiental**, A, v. 10, n. 4, p.347-357, 2005.

OLIVEIRA S. C. VON SPERLING M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, 1, 37-56, 2011.

OLIVEIRA, S. M. A. C. ; SPERLING, M. V. . Potenciais impactos de sistemas estáticos de esgotamento sanitário na água subterrânea. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** , v. 16, p. 36-50, 2011.

OUFDOU, K.; MEZRIOUL, N.; OUDRA, B.; BARAKATE, M.; LOUDIKI, M.; AIT ALLA A. Relationships between bacteria and cyanobacteria in the Marrakech waste stabilisation ponds. **Water Science and Technology**, 42 (10-11) 171-178, 2000.

PARK J.B.K., CRAGGS R.J., SHILTON A.N. Wastewater treatment high rate algal ponds for a biofuel production. **Bioresource Technology**, 102, 35-42, 2011.

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

PASTICH, E. A., GAVAZZA S., CASÉ M.C.C., FLORENCIO L., KATO M.T. Structure and dynamics of the phytoplankton community within maturation pond in a semiarid region. **Brazilian Journal of Biology** 76, (1): 144-15. (A), 2016.

PASTICH, E. A., SILVIA M. BARBOSA, GAVAZZA S., CASÉ M.C.C., FLORENCIO L., KATO M.T. **The influence of environmental factors on the diel variation of phytoplankton in stabilization ponds**. Interciencia, vol 41, num. 5 mayo, pp. 330-333. (B), 2016.

PAERL, H.W.; PAUL, V.J. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, vol. 46, no. 5, pp. 1349-1363, 2012.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science e Technology, Great Britain**, v.19, n.12, p.145-152, 1987.

PEARSON, H. W. **Microbiology of waste stabilisation ponds**. In: Pond Treatment Technology, A. Shilton (ed.), IWA, London, p. 14–48. 2005.

PIVELI, R. P., KATO, M. T. **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005.

REED, S. S. Nitrogen removal in stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federations**, 57 (1), 39-45, 1985.

REVIERS, B. de. **Biologia e filogenia das algas**. Porto Alegre: Artmed, 2006.

REYNOLDS, C.S. **What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?** Hydrobiologia, The Hague, v. 369/370, p. 11-26, 1998.

REYNOLDS, C.S. *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, London, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

RICHMOND, A.; Spirulina. In BOROWITZKA, M. A.; BOROWITZKA, L. eds. **Micro-algal Biotechnology**, p.85-121,1988.

RUOCHUAN G., STEFAN H.G. Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds. **Water Research**, 29 (8), p.1909-1923, 1995.

SANT'ANNA. C. L. *et al.* **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2006.

SILVA, S.A., MARA, D.D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1979.

STAL, L. J.; MOEZELAAR, R. Fermentation in cyanobacteria. **Fems: Microbiology Reviews**, v. 21, n. 2, p.179-2011, 1997.

TSUKAMOTO, R. Y; TAKAHASHI, N. S. Cianobactérias + Civilização = Problemas para a Saúde, a Aquicultura e a Natureza. **Revista Panorama da aquicultura**, 2007.

TUNDISI, J. G.; M. TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VAN LIERE, L. WALSBY, A.E. Interactions of cyanobacteria with light. In: N.G. Carr and B.A. Whitton [Eds] The Biology of the Cyanobacteria. **Blackwell Science Publications**, Oxford, 9-45, 1982.

VARON, M.P.; MARA, D.D. **Waste stabilization ponds**. IRC International Water and Sanitation Centre. P. 37. 2004.

VÉZIE, C.; RAPALA, J.; VAITOMAA, J.; SEITSONEN, J. & SIVONEN, K. 2002. Effect of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and non toxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystin concentrations. **Microbial Ecology** 43: 443-454, 2002.

VIEIRA, B. H.; PEREIRA, R. H. G.; DERBÓCIO, A. M. **Análise qualitativa da comunidade fitoplantônica de um ecossistema aquático utilizado para cultivo de peixes em tanque-rede, pantanal de Miranda MS.** Boletim Instituto de Pesca, São Paulo, 35(4), 2009.

VAN APELDOORN, M. E.; VAN EDMOND, H. P.; SPEIJERS, G. I. A.; BAKKER, G. J. I. Toxins of cyanobacteria. **Moleculr Nutrition & Food Research**, v.51, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização.** 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

VON SPERLING, M. *et al.* **Lagoas de estabilização.** In: GONÇALVES, R.F. (ed). Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES/ Projeto: PROSAB 3, 277-336, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Ed. FCO. Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização.** 2. ed. 2 reimp, UFMG/DESA, Belo Horizonte, v. 3, 2006.

VON SPERLING M. e OLIVEIRA, C.M. **Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD, amônia) das lagoas.** Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal De Minas Gerais. AIDIS, 3 (1) 11-21, 2012.

WHITTON, B.A.; POTTS, M. **The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space.** Dordrecht, Kluwer, 669p, 2000.

WIEDNER, C.; VISSER, P.M.; FASTNER, J.; METCALF, J.S.; CODD, G.A. & MUR, L.R. 2003. Effects of light on the microcystin content of *Microcystis* strain PCC 7806. **Applied and Environmental Microbiology**, 69: 1475-1481, 2003.