

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA DO
MEIO AMBIENTE - PPGEMA

EMMANUEL BEZERRA D'ALESSANDRO

COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO (TRINDADE,GO)

Goiânia

2012

EMMANUEL BEZERRA D’ALESSANDRO

**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO (TRINDADE,GO)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Área de concentração do programa: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadora: Prof^a Dr^a Nora Katia Saavedra del Aguila.

Goiânia

2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

GPT/BC/UFG mr

D141c D'Alessandro, Emmanuel Bezerra.
Comunidade fitoplanctônica e parâmetros físico-químicos em lagoa de estabilização (Trindade, Goiás) [manuscrito] / Emmanuel Bezerra D'Alessandro. – 2012.
174 f.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Nora Kátia Saavedra del Aguila.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, 2012.

Bibliografia.

Inclui lista de figuras, abreviaturas, siglas e tabelas.

Apêndices.

1. Tratamento de esgoto – Trindade (GO). 2.
Fitoplâncton. I. Título.

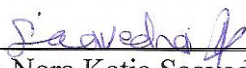
CDU:628.3:582.26/.27

Emmanuel Bezerra D'Alessandro

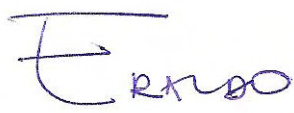
**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO (TRINDADE,GO)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Dissertação defendida em 12 de julho de 2012 pela banca examinadora constituída pelos professores:



Prof.^a. Dr.^a. Nora Katia Saavedra del Aguila
Presidente da Banca - UFG



Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho
Examinador Interno - UFG



Examinador Externo – USP

AGRADECIMENTOS

À Biol. Rosalmina Cipriano da Silva Reis (Mina), Saneago, pela dedicação incondicional e amizade. Pela ajuda nas análises de clorofila *a* (Haja diluição!!!), e pela indicação da ETE de Trindade.

Aos técnicos da Saneago, Cedil Faleiro da Silva e a Ana Carolina Martins Vieira por ter me ensinado a fazer as análises de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. Ao Quim. Ms. Eduardo Cesar Ferreira por ter me ensinado a fazer análise de DQO e ter tirado várias dúvidas a respeito de análises físico-químicas, padrões e espectrofotometria. À Gisele de Andrade Neves por ter me ensinado a fazer as análises de Fósforo Total, Nitrogênio Total e Amônia.

À chefe de laboratório de esgoto, Maura Francisca da Silva (Saneago), por ter permitido a realização deste trabalho na ETE Trindade, pelo apoio, pela oportunidade de estagiar na empresa, e pela confiança.

Aos professores do PPGEMA, principalmente à Prof^a Nora Katia Saavedra Del Aguila, pela orientação, dedicação, apoio, incentivo, confiança e otimismo. Ao prof. Paulo Sergio Scalize por ter dado oportunidade a quem tem interesse em aprender. Por ter emprestado algumas membranas de fibra de vidro que, em um momento, salvaram as minhas análises de sólidos suspensos voláteis. À prof^a Mariângela e ao prof. Eraldo, pelo apoio. Ao ex-coordenador, Kleber Formiga, pela confiança, colaboração e apoio. Ao prof. Eduardo Queija de Siqueira pelo apoio e esclarecimento de dúvidas.

Às professoras do ICB, Dra. Ina de Souza Nogueira pela ajuda na identificação de alguns táxons de Chlorophyceae e esclarecimento de algumas dúvidas, e Dra. Sirlene Felisberto pelo apoio.

Aos biólogos, Juliano de Oliveira e Carla Patrícia Pereira Alves, pela ajuda nas análises de ACP e ACC.

À mestranda Rafaela Wolff (PPGEMA) pelo apoio.

Ao Irmon, operador da ETE de Trindade, pela enorme ajuda nas coletas das amostras. Sem ele seria muito difícil a realização deste trabalho, que foi complexo e árduo,

À gestora ambiental, Natália Cristina de Oliveira, pela compreensão, apoio, companheirismo, alegria e ajuda nas coletas.

Ao Cereso e Valtuir (CEGEF) por sempre atender aos meus pedidos com rapidez.

À ABES pelo apoio na divulgação dos trabalhos gerados pela pesquisa, no 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental realizado em Porto Alegre. Gostaria de agradecer também ao presidente da ABES-GO Mário Cezar Guerido.

Aos pais e familiares pelo incentivo.

E Finalmente agradeço ao CNPQ pela concessão da bolsa de mestrado.

RESUMO

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Trindade (16°39'09''S e 49°31'50''O), conhecida também como ETE Barro Preto, é composta por tratamento preliminar seguido, inicialmente, por três módulos em paralelo (A, B e C), contendo cada, uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação em série (sistema australiano), sendo o efluente lançado no córrego Barro Preto. O presente estudo visou avaliar a eficiência de tratamento do módulo A com base na estrutura da comunidade algal e em variáveis físico-químicas, num período de seis meses (setembro, outubro, novembro, dezembro de 2010 e abril e maio de 2011), que contém períodos de estiagem e chuvosos. Foram analisados a estrutura e a dinâmica das algas: biomassa, densidade, riqueza, diversidade, equidade, abundância e a dominância; para as análises físico-químicas foram: vazão, temperatura da água residuária, profundidade, zona eufótica, TDH, pH, OD, CND, PT, PO_4^{-3} , NH_4^+ , NO_3 , $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, DQO, SST, SSF, SSV e também variáveis climáticas. As algas foram coletadas através de processo não seletivo (garrafa de van Dorn). As amostras abióticas, clorofila *a* e feofitina foram processadas de acordo com APHA, e a densidade algal pelo método de Utermöhl. Análises de Componentes Principais (ACP) foram feitas para caracterização dos processos físico-químicos e para a diferenciação espacial e temporal. Também foi feita uma Análise de Correspondência Canônica (ACC), com o intuito de verificar como as espécies mais abundantes se comportaram em relação as variáveis abióticas. A lagoa facultativa e de maturação mostraram influência da sazonalidade da região, além de apresentar variações na profundidade. Em média, o módulo A apresentou eficiência de remoção de DQO de 45%, e eficiência na remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ de 84%. A lagoa facultativa foi a que apresentou maior média de eficiência de remoção de PO_4^{-3} (48%), NH_4^+ (36%), NO_3 (44%), $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (74%). Registrou-se também perfil de OD do tipo clinogrado e estratificação térmica em três meses de coleta. A lagoa de maturação apresentou maior média de eficiência de remoção de PT (27%) e DQO (19%). Em apenas dois meses foi registrada a estratificação térmica, e verificou-se perfil clinogrado durante todo o estudo. As lagoas apresentaram uma das maiores densidades fitoplânctônicas já registrada em lagoas de estabilização, com 170 táxons durante todo o estudo, e 40% das cianobactérias registradas são potencialmente tóxicas. As espécies mais abundantes em ambas as lagoas e durante todo o estudo foram *Chlorella vulgaris*, *Chlorella minutissima*, *Closteriopsis acicularis*, *Merismopedia tenuissima*, *Synechococcus* sp e *Synechocystis* sp (dominante). As lagoas apresentaram de acordo com os índices, pouca diversidade específica e pouca diversidade beta. A diversidade beta revelou que a lagoa de maturação tem maior flexibilidade no período chuvoso e a facultativa no período de seca. As Análises de correspondência canônica (ACC) mostraram quando as espécies mais abundantes melhor se desenvolveram na sazonalidade. *C. acicularis* no período chuvoso, *C. minutissima* na final da chuva e início de seca, *M. tenuissima* no final da seca, *C. vulgaris* e *Synechococcus* sp. em no final da seca e início de chuva. Esta análise mostrou também que variáveis ambientais também podem influenciar na distribuição das espécies.

Palavras-chave: fitoplâncton, tratamento de esgoto, *Synechocystis* sp.

ABSTRACT

The Wastewater Treatment Plant (WWTP) of Trindade (16 ° 39'09" S and 49 ° 31'50" W), also known as Barro Preto WWTP, consists of preliminary treatment followed initially by three modules in parallel (A, B and C), each containing one anaerobic pond, one facultative pond and one maturation pond in series (Australian system), being the effluent released in the stream Barro Preto. The WWTP began operating in 1997 and had the final plan in 2011. This study aimed to evaluate treatment efficiency and the module based on algal community structure and physico-chemical variables during a period of six months (September, October, November, December 2010 and April and May 2011), which contains the dry and rainy periods. Were analyzed in reference to the structure and dynamics of algae: biomass, density, richness, diversity, equality, abundance and dominance; for physico-chemical analysis were: flow rate, wastewater temperature, depth, euphotic zone, HDT, pH, DO, CND, TP, PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , $\text{DOB}_5^{20^\circ\text{C}}$, COD, TSS, FSS, VSS and also climatic variables. The algae were collected through non-selective process (Van Dorn bottle). The samples abiotic, chlorophyll *a* and pheophytin were processed according to APHA, and the density algal by the Utermöhl method. Principal Component Analysis (PCA) were performed to characterize the physico-chemical processes and the spatial and temporal differentiation. It was also made a Canonical Correspondence Analysis (CCA). The facultative and maturation ponds shown to be influenced by the seasonality of the region, and presented variance in depth. In average, the module A showed an efficiency of COD removal of 45%, and optimal efficiency in removing $\text{DOB}_5^{20^\circ\text{C}}$ (84%). The facultative pond showed the highest mean of PO_4^{3-} efficiency removal (48%), NH_4^+ (36%) NO_3^- (44%), $\text{BOD}_5^{20^\circ\text{C}}$ (74%). OD profile of type clinograde and thermal stratification was recorded in three months of collection. The maturation pond showed higher mean removal efficiency of PT (27%) and COD (19%). In just two months was recorded thermal stratification, and found clinograde profile throughout the study. The ponds presented one of the largest ever recorded phytoplankton densities in stabilization ponds and 170 taxa recorded throughout the study, being 40% of cyanobacteria are potentially toxic. The most abundant species in both ponds and throughout the study were *Chlorella vulgaris*, *Chlorella minutissima*, *Closteriopsis acicularis*, *Merismopedia tenuissima*, *Synechococcus* sp and *Synechocystis* sp (dominant). The ponds presented according to the indices, low species diversity and low beta diversity. The beta diversity showed that the maturation pond has more flexibility in the rainy season and optional in the dry season. The canonical correspondence analysis (CCA) showed the most abundant species when best developed in seasonality. *C. acicularis* in the rainy season, *C. minutissima* in the end of the rainy season and the beginning of the dry season, *M. tenuissima* in late dry season, *C. vulgaris* and *Synechococcus* sp in late dry season and beginning of precipitation. This analysis showed which environmental variables can also influence the in distribution of species.

Keywords: phytoplankton, sewage treatment, *Synechocystis* sp,

Lista de Figuras

Figura 1-Lagoas de estabilização da ETE de Trindade destacando o módulo A (Fonte: Google Earth 2011).	33
Figura 2-Pontos amostrais do módulo A da ETE Trindade (GO) e as profundidades das lagoas.	35
Figura 3-Pontos de coleta na lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade. Legenda: F1= coleta realizada no começo da lagoa; F2= coleta realizada no meio da lagoa; F3= coleta realizada no final da lagoa; S=superfície; M= meio; F= fundo.	36
Figura 4-Pontos de coleta na lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade. Legenda: M1= coleta realizada no começo da lagoa; M2= coleta realizada no final da lagoa; S=superfície; M= meio; F= fundo.	36
Figura 5-Valores de precipitação mensal acumulada e de temperatura média atmosférica no mês anterior, durante e posterior as coletas.As setas indicam os meses que houveram coletas.	42
Figura 6-Valores de precipitação diária e de temperatura do ar no dia anterior e nos dias da coleta.	43
Figura 7-Vazão medida nos dias de coleta, e vazões mínimas, médias e máximas mensais.* No mês de outubro o sistema de bombeamento EEE Bruacas ficou inoperante por algum tempo, pois alinha de recalque foi rompida.	43
Figura 8-Valores da velocidade dos ventos e radiação solar registradas durante o período de estudo Fonte: SECTEC.	44
Figura 9-Profundidade média da lagoa facultativa e da lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante o período de estudo.	45
Figura 10-Valores de profundidade e zona eufótica da lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estudo.	47
Figura 11-Eficiência de remoção (%) da lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação, durante o período estudado.	56
Figura 12-Escores derivados da ACP aplicados aos dados ambientais. Os códigos são: CND - Condutividade elétrica; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; Cla – clorofila <i>a</i> ; SS – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos	

Suspensos Voláteis; OD - Oxigênio Dissolvido; pH - potencial hidrogeniônico; PO_4^{-3} - Ortofosfato; PT - Fósforo Total; NH_4^+ - Amônia.....	59
Figura 13-Valores médios de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa facultativa.....	63
Figura 14-Valores de pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) do perfil vertical na lagoa facultativa.....	65
Figura 15-Valores de fósforo total (mg.L^{-1}) e ortofosfato (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa facultativa.....	66
Figura 16-Valores de amônia (mg.L^{-1}) e nitrato (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa facultativa.....	68
Figura 17-Valores médios da demanda química de oxigênio (mg.L^{-1}) e de sólidos suspensos (mg.L^{-1}) na lagoa facultativa.*No mês de abril não foi possível fazer análise de sólidos suspensos.....	69
Figura 18-Valores de clorofila <i>a</i> (mg.L^{-1}) e feofitina <i>a</i> (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa facultativa.....	70
Figura 19-Análise de Componentes Principais (ACP) da eficiência de remoção da lagoa facultativa durante o estudo.....	71
Figura 20-Valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação.....	75
Figura 21-Valores de pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) do perfil vertical na lagoa de maturação.....	76
Figura 22-Valores de fósforo total (mg.L^{-1}) e ortofosfato (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação.....	77
Figura 23-Valores de amônia (mg.L^{-1}) e nitrato (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação.* Sem dados de nitrato.....	78
Figura 24-Valores da demanda química de oxigênio (mg.L^{-1}) e de sólidos suspensos (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação.*Não foi possível fazer análises de sólidos.....	79
Figura 25-Valores de clorofila <i>a</i> (mg.L^{-1}) e feofitina <i>a</i> (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação.....	80

Figura 26-Escores derivados da ACP aplicados aos dados ambientais. Os códigos são: CND - Condutividade elétrica; DQO – Demanda Química de Oxigênio; TRANS - Transparência; SST – Sólidos Suspensos Totais; OD - Oxigênio Dissolvido; pH - potencial hidrogeniônico; Feo – Feofitina; TEMP – Temperatura; PO_4^{-3} - Ortofosfato; PT - Fósforo Total; NH_4^+ - Amônia;	81
Figura 27-Distribuição da riqueza total de táxons nas divisões de organismos fitoplanctônicos, em percentagem, no período de estudo, na lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade.....	82
Figura 28-Variação da densidade (ind.mL^{-1}) aferidas do perfil vertical da lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante setembro a dezembro de 2010 e abril a maio de 2011.....	85
Figura 29-Abundância das espécies com maior densidade durante todo o estudo, na lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade.....	86
Figura 30-Diversidade (bits.ind^{-1}), Equidade, Dominância e Riqueza, na superfície, meio e fundo da lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estiagem e o chuvoso.....	88
Figura 31-Diversidade beta ($\beta-1$) da lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estudo.	90
Figura 32-Análise de correspondência canônica obtida pela abundância das espécies mais frequentes e variáveis ambientais: : pH, zona eufótica, condutividade elétrica (CND), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia (NH_4), ortofosfato, vazão, temperatura da água e tempo de detenção hidráulico (TDH), aferidas na lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade.	92
Figura 33-Análise de correspondência canônica obtida pela abundância das espécies mais frequentes e variáveis ambientais: : pH, zona eufótica, condutividade elétrica (CND), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia (NH_4), ortofosfato, vazão, temperatura da água e tempo de detenção hidráulico (TDH), aferidas na lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade	94

Lista de Tabelas

Tabela 1-Eficiência de remoção dos principais sistemas de lagoas sem aeração.....	26
Tabela 2-Características morfométricas do módulo A da ETE Trindade.	34
Tabela 3-Variáveis aferidas com seus respectivos métodos e equipamentos.....	38
Tabela 4-Variação do TDH (dias) do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.	46
Tabela 5- Variação da TAS ($\text{kg de DBO}_5^{20^\circ\text{C}} \cdot \text{ha.dia}^{-1}$) da lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.	47
Tabela 6- Composição do esgoto na entrada do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estudo.....	48
Tabela 7-Composição do efluente da lagoa anaeróbia da ETE Trindade, no período de estudo.	49
Tabela 8-Composição do efluente da lagoa facultativa da ETE Trindade, no período de estudo.....	51
Tabela 9-Composição do efluente da lagoa de maturação. (-) sem dados.	52
Tabela 10-Eficiência de remoção do módulo A durante o período de estudo.....	55
Tabela 11-Valores médios da eficiência de remoção (%) registrados na lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.	58
Tabela 12-Explicabilidade dos eixos e correlação das variáveis limnológicas obtidas durante período estudado no módulo A, com os dois primeiros componentes principais. Em negritos estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes.	60
Tabela 13-Teste T das médias das variáveis físicas em relação ao perfil horizontal e vertical da lagoa facultativa e de maturação ($p=0,05$). Os resultados em negrito apresentaram diferenças significativas.	60
Tabela 14-Teste T das médias das variáveis químicas e biológicas em relação ao perfil horizontal e vertical da lagoa facultativa e de maturação ($p=0,05$). Os resultados em negrito apresentaram diferenças significativas.	61
Tabela 15-Média ($\bar{x}$) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas na lagoa facultativa durante setembro a dezembro de 2010. (-) valores inexistentes.....	64

Tabela 16-Explicabilidade dos eixos e correlação das variáveis limnológicas obtidas durante período estudado na lagoa facultativa, com os dois primeiros eixos. Em negritos estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes.....	72
Tabela 17-Eficiência da lagoa de maturação (%) e TDH (dias) no período matutino.	72
Tabela 18-Média (x) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas na lagoa de maturação de setembro a dezembro de 2010. (-) valores inexistentes.....	73
Tabela 19-Explicabilidade dos eixos e correlação das variáveis limnológicas obtidas na lagoa de maturação do módulo A, com os dois primeiros componentes principais. Em negritos estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes.	81
Tabela 20-Explicabilidades dos eixos, correlação das variáveis ambientais e correlação de Monte Carlo obtidas durante período estudado na lagoa facultativa e de maturação, com os dois primeiros eixos. Em negritos estão os coeficientes de correlação considerados importantes para a formação dos componentes.	93

Anexo II

Tabela I-Variáveis físico-químicas aferidas na ETE de Trindade no mês de setembro de 2010.....	122
Tabela II-Variáveis físico-químicas aferidas na ETE de Trindade no mês de outubro de 2010.....	124
Tabela III-Variáveis físico-químicas aferidas na ETE de Trindade no mês de novembro de 2010.....	126
Tabela IV-Variáveis físico-químicas aferidas na ETE de Trindade no mês de dezembro de 2010.....	128
Tabela V-Variáveis físico-químicas aferidas na ETE de Trindade no mês de abril de 2011.....	130
Tabela VI-Variáveis físico-químicas aferidas na ETE de Trindade no mês de maio de 2011.....	132
Tabela VII-Táxons registrados na lagoa facultativa e de maturação durante o período de estudo, sendo 0=ausência e 1= presença (Legenda dos táxons na Tabela VIII).....	134
Tabela VIII- Legenda da tabela VII. Os números corresponde aos táxons.....	143

Tabela IX-Valores brutos e média de DQO aferidos na ETE de Trindade de setembro a novembro de 2010. Os valores em negrito foram descartados.....	145
Tabela X-Valores brutos e média de DQO aferidos na ETE de Trindade dezembro de 2010, abril e maio de 2011. Os valores em negrito foram descartados.....	143
Tabela XI-Valores brutos e média de amônia (mg.L^{-1}) aferidos na ETE de Trindade de setembro a novembro de 2010.....	146
Tabela XII-Valores brutos e média de amônia (mg.L^{-1}) aferidos na ETE de Trindade dezembro de 2010, abril e maio de 2011.....	146
Tabela XIII-Valores brutos e média de fósforo total (mg.L^{-1}) aferidos na ETE de Trindade durante o período de estudo.....	147
Tabela XIV-Valores utilizados no cálculo do TDH e TAS da lagoa facultativa do módulo A, aferidos na ETE de Trindade durante o período de estudo.....	147

Lista de Siglas e Abreviaturas

Abr/11	Abril de 2011
ACC	Análise de Correspondência Canônica
ACP	Análise de Componentes Principais
AFB	Afluente Bruto
ANA	Lagoa Anaeróbia
APHA	American Public Health Association
Cl _a	Clorofila <i>a</i>
CND	Condutividade Elétrica do Esgoto
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO _{afluente}	Demanda Bioquímica de Oxigênio de entrada
DBO _{efluente}	Demanda Bioquímica de Oxigênio de saída
Dez/10	Dezembro de 2010
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EFA	Efluente da Lagoa Anaeróbia
EFF	Efluente da Lagoa Facultativa
EFM	Efluente da Lagoa de Maturação
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
F	Fundo da Lagoa
F1	Ponto 1 de coleta na Lagoa Facultativa
F2	Ponto 2 de coleta na Lagoa Facultativa
F3	Ponto 3 de coleta na Lagoa Facultativa
FAC	Lagoa Facultativa
Feo	Feofitina
Fito	Fitoplâncton
ind	Indivíduos
M	Meio da Lagoa
M1	Ponto 1 de coleta na Lagoa de Maturação
M2	Ponto 2 de coleta na Lagoa de Maturação
Mai/11	Mai de 2011
MAT	Lagoa de Maturação

n	Número de Amostra
NE	Vento Nordeste
NH_4^+	Amônia
NO_3	Nitrato
Nov/10	Novembro de 2010
NW	Vento Noroeste
OD	Oxigênio Dissolvido
Out/10	Outubro de 2010
p	Nível de significância
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO_4^{-3}	Ortofosfato
PT	Fósforo Total
Q	Vazão Média Mensal
r	Coeficiente de correlação
S	Superfície da Lagoa
SANEAGO	Saneamento de Goiás
SECTEC	Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás
Set/10	Setembro de 2010
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
TEMP	Temperatura do esgoto
Trans	Transparência do esgoto
V	Volume da Lagoa
WWTP	Wastewater Treatment Pond
x	Média

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
SUMÁRIO	xvi
1 INTRODUÇÃO GERAL	18
2 OBJETIVOS	23
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
3.1-Lagoas de estabilização	24
3.2-Nutrientes	25
3.3-Características e eficiência das lagoas de estabilização	25
3.4-Fatores que afetam o tratamento nas lagoas de estabilização	26
3.5-Fitoplâncton	27
3.6-Análises estatísticas: ACP e ACC	29
3.7-Pesquisas realizadas em lagoas de estabilização	31
4 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1-Área de Estudo	33
4.2-Variáveis climáticas	34
4.3-Amostragem	35
4.4-Profundidade, Vazão, TDH e TAS	37
4.5-Variáveis físico-químicas	38
4.6-Variáveis biológicas	39
4.6.1-Clorofila a e Feofitina	39
4.6.2-Análise qualitativa do fitoplâncton	39
4.6.3-Análise quantitativa do fitoplâncton	39
4.6.4-Characterização da estrutura da comunidade fitoplanctônica	40
4.7-Transparência e Zona eufótica	40
4.8-Análises Estatísticas	40
5 RESULTADOS e DISCUSSÃO	42
5.1-Precipitação, temperatura do ar e vazão do afluente bruto	42
5.2-Radiação solar e velocidade dos ventos	44
5.3-Profundidade das lagoas, tempo de detenção hidráulico (TDH) e taxa de aplicação superficial (TAS)	44
5.4-Zona eufótica	47
5.5-Composição do Afluente Bruto (AFB)	47

5.6-Efluente da lagoa anaeróbia (ANA).....	49
5.7-Efluente da lagoa facultativa (FAC).....	50
5.8-Efluente da lagoa de maturação (MAT)	52
5.9-Eficiência do módulo A e das lagoas de estabilização	54
5.10-Análise de Componentes Principais (ACP) com os dados de AFB, ANA, FAC e MAT	58
5.11-Verificação estatística das médias dos perfis verticais e horizontais da lagoa facultativa e de maturação através do teste T	60
5.12-Perfil vertical da lagoa facultativa.....	62
5.13-Perfil vertical da lagoa de maturação	72
5.14-Análise qualitativa do fitoplâncton da lagoa facultativa e de maturação	82
5.15- Análise quantitativa do fitoplâncton da lagoa facultativa e de maturação.....	85
5.16-Characterização da comunidade fitoplanctônica	86
5.17-Análise de Correspondência Canônica (ACC).....	91
6 CONCLUSÕES	96
7 REFERÊNCIAS	99
ANEXO I.....	108
Prancha I – Cyanophyceae	109
Prancha II – Bacillariophyceae	112
Prancha III – Euglenophyceae	113
Prancha IV – Prasinophyceae e Chlorophyceae	118
ANEXO II	121

1 INTRODUÇÃO GERAL

De acordo com o IBGE (2010), 68,8% do esgoto gerado no Brasil é coletado e tratado; entretanto apenas 28,5% dos municípios possuem tratamento de esgoto; em Goiás esta porcentagem é de apenas 24,3%, ocupando a oitava posição, que é liderada por São Paulo (78,4%). Isto indica que, em Goiás, muito se deve avançar na questão do tratamento de esgotos.

Um típico sistema de lagoas de estabilização australiano é composto por três lagoas em série: anaeróbia, facultativa e de maturação. As lagoas anaeróbia e facultativa são utilizadas para remover a matéria orgânica e sua eficiência pode ser avaliada usando a $DBO_5^{20^\circ C}$. A matéria orgânica, na lagoa facultativa, é decomposta por bactérias aeróbias, que recebem oxigênio via fotossíntese das algas e cianobactérias, e também por bactérias anaeróbias que permanecem no fundo da lagoa (parte anóxica). A presença destes microrganismos é muito importante para manter as condições aeróbias do sistema. Em teoria, o tratamento nas lagoas de maturação também é realizado por microrganismos, mas somente aeróbios. Esta lagoa tem como função remover grande parte dos coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2002).

De maneira geral, as lagoas de estabilização são indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, devido aos seguintes aspectos: disponibilidade de área; clima favorável (temperatura e insolação elevadas); operação simples; e necessidade de poucos, ou nenhum, equipamento (MOTA; VON SPERLING, 2009). Por outro lado, necessita-se de grandes áreas para sua implantação e são dependentes das condições climáticas. Esse sistema é ideal para cidades pequenas devido à quantidade de esgoto produzido diariamente ser pequena, portanto utiliza-se menor área de implantação do sistema.

No Brasil tem-se usado amplamente as lagoas de estabilização tendo em vista sua simplicidade, o baixo custo de construção e operação e as condições climáticas favoráveis. Os resultados obtidos com este tipo de tratamento podem ser bastante satisfatórios em termos de remoção de matéria orgânica com o emprego de lagoas facultativas assim como na remoção de organismos patogênicos através das lagoas de maturação. As lagoas de estabilização podem remover o nitrogênio e o fósforo, que são nutrientes relacionados com a eutrofização do corpo receptor.

O tratamento dos sistemas de água e esgoto no Estado de Goiás é realizado pela Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO). Esta empresa atua com 13 ETEs na região

metropolitana e com aproximadamente 59 ETEs nos interiores do Estado, totalizando 72 ETEs (SANEAGO, 2012 no prelo).

O sistema australiano (anaeróbia+facultativa+maturação) é o mais adotado no Estado (30%), com 22 sistemas. Sistemas compostos por lagoa facultativa primária e uma lagoa de maturação consistem no segundo mais predominante, com 15 sistemas (21%), enquanto que 8 sistemas (11%) apresentam reator anaeróbio do tipo UASB. Sistema envolvendo apenas lagoa facultativa é uns dos menos utilizados, representando cerca de 4% dos sistemas existentes (SANEAGO, 2012 no prelo).

É importante destacar que apenas a maioria dos sistemas (93% das ETEs) apresentam unidade de tratamento preliminar composta por grade e caixa de areia. A inexistência de tratamento preliminar em alguns sistemas consiste num dos principais fatores que prejudica o tratamento, pois vários estão completamente assoreados.

Os efluentes líquidos ao serem despejados com os seus poluentes característicos causam a alteração de qualidade nos corpos receptores e consequentemente a sua poluição. Historicamente o desenvolvimento urbano e industrial ocorreu ao longo dos rios devido à disponibilidade de água para abastecimento e a possibilidade de utilizar o rio como corpo receptor dos dejetos. O fato preocupante é o aumento tanto das populações quanto das atividades industriais e o número de vezes que um mesmo rio recebe dejetos urbanos e industriais.

A legislação que se aplica ao lançamento de esgoto e à proteção dos corpos d'água superficiais no Brasil é a Resolução Conama 357/05 (CONAMA, 2008) e a 430/11 (BRASIL, 2011). A resolução 357 “dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências” e a resolução 430 “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução n° 357”.

A legislação que se aplica no estado de Goiás com ênfase ao controle de poluição do meio ambiente é a Lei n° 8.544/78 (GOIÁS, 1978) e a com ênfase no lançamento de esgotos é o decreto 1.745/79 (GOIÁS, 1979).

Os efluentes de lagoas de estabilização são ricos em nutrientes. No entanto, não há padrões de lançamento dos nutrientes como nitrito, nitrato e fósforo, existindo apenas o padrão de lançamento para nitrogênio amoniacal total (20 mg.L^{-1}). Mesmo este padrão para nitrogênio amoniacal, em sistemas de tratamento de esgotos sanitários, não é exigível de acordo com a resolução n° 430 do Conama art.21, § 1°.

As características dos esgotos gerados por uma população é em função dos usos ao qual a água foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam com o clima, tempo, situação social e econômica, além dos hábitos populacionais.

A eficiência do tratamento nas lagoas de estabilização é função do transporte hidráulico, assim como, dos processos químicos e biológicos que ocorrem em seu interior. Autores como Chu e Soong (1997), por exemplo, mostram que esses processos são influenciados pela estratificação térmica e pela geometria das lagoas. Lau, Tam e Wong (1995) acrescenta que fatores bióticos como densidade algal também influenciam na eficiência das lagoas.

As algas têm um papel importante nas lagoas de estabilização decorrente do consumo de dióxido de carbono, subproduto da respiração das bactérias heterotróficas e proveniente dos bicarbonatos do próprio meio líquido, que modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato e, em consequência da formação dos íons hidróxidos OH⁻, eleva o pH do líquido, cujos valores variam entre 8 e 11 (UEHARA; VIDAL, 1989). O elevado pH das lagoas favorece a redução do número de bactérias patogênicas, a precipitação dos fosfatos de cálcio e a volatilização da amônia.

Devido à diferença de temperatura ou salinidade entre as camadas líquidas das lagoas, as camadas mais leves tendem a se sobrepor às mais densas criando condição de estratificação. Essa estratificação pode ser quebrada pelo vento que sopra sobre a superfície da água (TADESSE; GREEN; PUHAKKA, 2004). As camadas superficiais do corpo d'água são misturadas graças aos efeitos cisalhante e de mergulho que o vento exerce sobre o líquido e, no decorrer do tempo, as camadas mais densas e menos turbulentas misturam-se às menos densas (CHU; SOONG, 1997), dependendo da velocidade e intensidade dos ventos.

A principal causa para estratificação térmica nas lagoas de estabilização é o aquecimento da camada superficial devido a incidência da radiação solar, entretanto a desestratificação tem sido atribuída ao resfriamento desta camada e também a homogeneização provocada pelos ventos. Para identificar estratificação térmica Kellner e Pires (2002) relataram ser satisfatória o gradiente limite de 0,6°C.m⁻¹ em lagoas de estabilização que possuem temperaturas entre 24 e 25°C, entretanto em lagoas com temperaturas maiores este gradiente pode ser ainda menor.

A ocorrência da estratificação térmica na lagoa de estabilização pode trazer grandes problemas para um bom funcionamento do sistema. Quando há um gradiente térmico, a lagoa fica separada por diferentes camadas com densidades distintas, e como elas foram projetadas para trabalhar com toda a coluna de água de forma uniforme, a divisão da massa

líquida não proporciona uma boa eficiência da lagoa, pois esta diferença geralmente resultam na variação dos parâmetros bioquímicos, como fitoplâncton, oxigênio dissolvido e pH de acordo com a profundidade (SOLER et al., 1991).

Assim pretende-se com o presente trabalho correlacionar a comunidade fitoplanctônica com os parâmetros físico-químicos e com a variação espacial e temporal, nas lagoas de estabilização da ETE de Trindade, Estado de Goiás, visando avaliar as interações da comunidade fitoplanctônica na eficiência das lagoas. Também, verificar se o efluente final cumpre com as normas da legislação estabelecidas.

Estudos sobre a eficiência das lagoas de estabilização devem considerar as condições de cada local e qualidade que o efluente final deve atingir. Neste ponto, o conhecimento da comunidade fitoplanctônica, envolvida na estabilização da matéria orgânica, pode auxiliar no estudo desta eficiência. Poucos são os estudos de levantamento taxonômico do fitoplâncton nestes ambientes, apesar da função das algas serem fundamentais na estabilização da matéria orgânica.

A distribuição vertical de oxigênio dissolvido está relacionada à distribuição vertical do fitoplâncton na zona eufótica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Por este e outros motivos, diferentes espécies do fitoplâncton e bactérias podem se aglomerar em determinadas profundidades.

Como as taxas de reações bioquímicas que utilizam oxigênio aumentam com a elevação de temperatura, os níveis de oxigênio dissolvido tendem a ser mais críticos nos meses de verão e menos no inverno (BRAILE; CAVALCANTI, 1993), por isso a escolha, na presente pesquisa, de quatro meses no período de seca e três meses no período chuvoso, registrando-se maior diversidade do fitoplâncton em condições adversas.

A concentração de clorofila *a*, um dos principais responsáveis pela fotossíntese, pode dar indicações da biomassa fitoplanctônica. Nos últimos anos, tem se tornado cada vez mais frequente a utilização da concentração de clorofila para expressar a biomassa fitoplanctônica (ESTEVES, 1998). O estudo nas lagoas também visa um trabalho através da biomassa (clorofila *a*) associada aos aspectos físico-químicos e assim detectar possíveis alterações da qualidade das águas.

O conhecimento da comunidade fitoplanctônica permitirá a avaliação dos sistemas de tratamento vinculado a redução da eutrofização dos corpos hídricos e também no que se refere aos riscos potenciais dos efluentes finais associados à saúde pública e ambiental, já que as toxinas liberadas por determinadas algas e cianobactérias podem afetar as bactérias e que as toxinas produzidas pelas bactérias aumentam a sua virulência. Estas cianotoxinas uma

vez no organismo se acumulam provocando diversas enfermidades até mesmo câncer (MANKIEWICZ et al., 2003).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixa concentração pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998). Esta importância também deve ser dedicada ao fósforo, pois é fundamental no metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia (ATP) e estruturação da membrana. O fósforo, na maioria das águas continentais, é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (MACÊDO, 2004).

Os nutrientes diretamente disponíveis ao fitoplâncton estão na forma de amônia (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e ortofosfato (PO_4^{-3}) (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), variáveis fundamentais para avaliação da diversidade e crescimento do fitoplâncton.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral da presente pesquisa foi avaliar a comunidade fitoplanctônica e os parâmetros físico-químicos nas lagoas de estabilização da ETE Trindade (apenas do módulo A), em períodos sazonais diferentes (períodos de seca e períodos de chuva), a fim de verificar se existe mudança na eficiência das lagoas de estabilização com a dinâmica da comunidade algal e com as mudanças climáticas. Para isso, foram elaborados objetivos específicos tais como:

- a) Avaliar a eficiência de remoção das variáveis físico-químicas das lagoas de estabilização e relacionar o efluente da lagoa de maturação com a legislação federal e estadual;
- b) Verificar os períodos de estratificação térmica e sua importância no comportamento da lagoa facultativa e de maturação;
- c) Analisar a composição florística do fitoplâncton com os índices de riqueza, biodiversidade, dominância e equidade, na lagoas facultativa e de maturação, e verificar a influência da sazonalidade;
- d) Correlacionar os parâmetros físico-químicos (DBO, DQO, PT, PO_4^{-3} , NO_3^- , NH_4^+ , pH, OD e temperatura da água) com os bióticos (clorofila *a*, densidade do fitoplâncton);
- e) Elaborar um banco de imagem de algas e cianobactérias das lagoas de estabilização (Anexo I).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1-Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização de esgotos foram descobertas acidentalmente em 1901 após a construção de uma lagoa de armazenamento de esgotos em San Antônio, Texas, EUA (lago Mitchel) na qual verificou-se que os efluentes possuíam melhor qualidade que os afluentes (SILVA; MARA, 1979). Em 1924 na cidade de Santa Rosa, Califórnia, para evitar o custo de uma estação de tratamento de esgotos, lançaram-se esgotos sobre o leito natural de pedras, imaginando-se que este funcionaria como um filtro natural. No entanto, o esgoto bruto provocou a colmatação do leito de pedra formando uma lagoa de 90 cm de profundidade, sem apresentar odores desagradáveis (KELLNER; PIRES, 1998). Dessa forma, verificou-se a capacidade das lagoas artificiais no tratamento dos esgotos.

A primeira instalação na América do Norte projetada para o tratamento de esgotos foi em Maddok, norte de Dakota, em 1948. Nesta mesma época eram realizadas pesquisas sobre a depuração dos esgotos nas lagoas de estabilização na Austrália, onde surgiram as primeiras lagoas em série, conhecidas como “Lagoas Australianas”.

No Brasil, a primeira lagoa de estabilização foi construída em São José dos Campos, SP, por volta de 1960. Desde então, muitas lagoas para o tratamento de esgotos sanitários e industriais têm sido construídas no território nacional, assim como muitas pesquisas sobre o processo de tratamento nesses sistemas têm sido desenvolvidas. Em 1990, o número de lagoas de estabilização em operação no Brasil era de aproximadamente 700 (ANDRADE NETO, 1997).

As características dos esgotos gerados por uma população é em função dos usos aos quais a água foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam com o clima, tempo, situação social e econômica, além dos hábitos populacionais.

O tratamento dos resíduos nas lagoas de estabilização é resultado de um processo biológico natural realizado principalmente por bactérias e algas. Nas lagoas facultativas o tratamento é realizado por uma mistura de microrganismos aeróbicos, anaeróbicos, e facultativos. Estas lagoas permitem a acumulação de sólidos, que são degradados anaerobicamente no fundo da lagoa. Muitas categorias de organismos desempenham um papel no processo de tratamento. Estas incluem principalmente algas, bactérias (heterotróficas e autotróficas) e zooplâncton (BITTON, 2005). Em teoria, o tratamento nas lagoas de maturação também é realizado por microrganismos, mas somente aeróbicos. Esta lagoa tem como função remover grande parte dos coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2002).

A maioria das bactérias são anaeróbicas facultativas, e podem realizar atividade celular com ou sem oxigênio molecular livre. As bactérias anaeróbicas facultativas preferem oxigênio molecular livre, mas elas podem usar outros íons para realizar sua atividade celular, como os íons nitrato e sulfato (GERARDI; ZIMMERMAN, 2005), que são muito encontrados em lagos de estabilização.

3.2-Nutrientes

O lançamento de efluentes tratados em corpos d'água pode resultar na poluição destes. Os nutrientes nitrogênio e fósforo, presentes no esgoto bruto e nos efluentes de vários processos de tratamento, são responsáveis pela eutrofização. A eutrofização pode causar danos aos corpos receptores, tais como: problemas estéticos, condições anaeróbicas no corpo d'água como um todo; mortandades de peixes; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; problemas com o abastecimento de águas industrial; toxicidade das algas; modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial (MOTA; VON SPERLING, 2009).

O nitrito tem pouca importância nos estudos sobre águas residuais, pois se oxida facilmente na forma de nitrato. O nitrato geralmente é encontrado no esgoto doméstico bruto com concentração variando de 0,0 a 1,0 mg.L⁻¹ (MOTA; VON SPERLING, 2009).

3.3-Características e eficiência das lagoas de estabilização

A quantidade de matéria orgânica presente é importante para se conhecer o nível de poluição de uma água residuária, para se dimensionar as estações de tratamento de esgotos e medir sua eficiência. Quanto maior a poluição orgânica, maior a DBO do corpo d'água; paralelamente, à medida que ocorre estabilização da matéria orgânica, decresce a DBO (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

O tempo de detenção hidráulico é um dado de projeto fundamental para a eficiência das lagoas variando de 3 a 6 dias na lagoa anaeróbia e de maturação, e de 15 a 45 dias na lagoa facultativa.

Normalmente a DBO₅^{20°C} dos esgotos domésticos varia entre 100 e 300 mg.L⁻¹ (VON SPERLING, 2002), e deseja-se atingir uma redução mínima de 60% da DBO₅^{20°C} (BRASIL, 2011).

As lagoas de estabilização têm sido aplicadas na maioria dos territórios tropicais apresentando eficiência de tratamento. Na Tabela 1 estão as faixas de eficiência de remoção que podem ser esperadas em lagoas de estabilização brasileiras.

Tabela 1-Eficiência de remoção dos principais sistemas de lagoas sem aeração.

Parâmetros	Lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + facultativa	Lagoa facultativa + maturação	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + maturação
DBO (%)	70-80	75-85	80-85	80-85
DQO (%)	65-75	65-70	70-83	70-83
SST (%)	70-80	70-80	70-80	73-83
Amônia (%)	25-50	25-50	40-80	50-70
Nitrogênio (%)	20-40	20-40	40-65	40-60
Fósforo (%)	20-50	20-50	>40	25-50

Fonte: adaptada de Von Sperling (2002).

A eficiência das lagoas de estabilização se dá por vários fatores como temperatura, tempo de detenção hidráulico, profundidade, bactérias e algas. No caso das algas em uma lagoa de estabilização, o crescimento algal e a assimilação dos nutrientes não são somente afetados pela viabilidade de nutrientes, pois também dependem de interações complexas entre os fatores físicos como pH, intensidade da luz, temperatura, vento, radiação solar (VON SPERLING, 2002) e fatores bióticos como densidade algal (LAU; TAM; WONG, 1995).

A profundidade é um fator importante para o bom funcionamento das lagoas de estabilização, pois interfere na extensão da zona eufótica e consequentemente na taxa fotossintética das algas, e também interfere no tempo de detenção hidráulico.

3.4-Fatores que afetam o tratamento nas lagoas de estabilização

Existem três tipos de fatores que afetam o desenvolvimento de uma lagoa de estabilização, que podem ser de fonte natural, física e química. As de fontes naturais são: ação do vento, temperatura, precipitação, radiação solar e infiltração. As fontes físicas são: taxa de aplicação superficial (TAS), profundidade da lagoa e curto-circuito. As de fontes químicas são: valor do pH, materiais tóxicos e oxigênio (WHO, 1987). De acordo com este mesmo autor, os ventos podem ajudar a misturar as camadas superficiais com as mais profundas, e as lagoas que não foram construídas a favor dos ventos podem produzir mau cheiro que é levado para as cidades mais próximas, e locais que tem ventos muito fortes podem provocar erosões nas inclinações de taludes. A temperatura pode influenciar no metabolismo dos microrganismos, pois se a temperatura cair para 10°C a atividade metabólica dos

microrganismos decai por volta de 57%. Altas temperaturas incentiva o crescimento acelerado de cianobactérias. Os TDH das lagoas poderão ser reduzidos em períodos de precipitação.

A melhor eficiência na lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação ocorre em dias com boa radiação solar. Em climas mais quentes a TAS de uma lagoa facultativa varia de 150 a 400 kg de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. ha.dia^{-1} , acima desse valor pode-se conduzir a anaerobiose na lagoa. Se a profundidade de uma lagoa for muito rasa (0,6 m) pode-se incentivar o crescimento de plantas aquáticas e uma grande área da superfície da lagoa pode ser coberta por elas impedindo a penetração da luz para as algas. Curto-circuito podem causar danos as lagoas, provocando zonas mortas ou zonas estagnadas que reduzem o volume efetivo e a área superficial das lagoas (WHO, 1987).

Kellner, Moreira e Piris (2009) registraram características de curto-circuito na ETE Novo Horizonte (SP), tanto é que o volume útil observado foi menor que o estimado.

3.5-Fitoplâncton

A palavra 'plâncton', segundo Reynolds (2006), refere-se ao coletivo de organismos que são adaptados para viver parte ou a totalidade de suas vidas em suspensão nas águas abertas do mar, de lagos, lagoas e rios, cujos poderes de motilidade não excedam o arrastamento turbulento.

Segundo Lee (2008), algas são talófitas (desprovidas de raízes, caules e folhas), têm a clorofila *a* como o principal pigmento fotossintetizante e não tem um envoltório, constituído de células estéreis, recobrimdo as células reprodutivas. Nesta definição inclui organismos que não estão necessariamente relacionados, por exemplo, as cianobactérias (procariontes) que estão mais próximas da evolução para as bactérias (procariontes) do que para o resto das algas (eucariontes). Então, a palavra fitoplâncton abrange as algas e cianobactérias que vivem em suspensão nos corpos aquáticos.

De maneira simplificada, pode-se distinguir alguns dos grandes grupos de algas e cianobactérias pelas características, como organização celular, morfologia do talo, pigmentação, reservas nutritivas, composição da parede celular, número dos flagelos. Segundo Van Den Hoek, Mann e Jahns (1995), as algas estão compreendidas em 11 divisões, entretanto, as mais frequentes em lagoas de estabilização são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta.

Bitton (2005) comenta que os gêneros mais comuns de cianobactérias em lagoas de estabilização são *Oscillatoria* e *Microcystis*, e de algas são *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Micractinium*.

Kim e Boo (2001) cita o gênero *Euglena* como grupo representativo em elevados níveis de amônio, nitrato e fosfato, os quais também, contribuem para a diversidade de euglenoides verdes.

Vasconcelos e Pereira (2001) fizeram um estudo sobre a diversidade das cianobactérias em lagoas facultativa e de maturação, e constataram que a lagoa de maturação suporta maior densidade de cianobactérias, devido aos parâmetros morfométricos e altas taxas de nutrientes. *Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix mougeotii* foram as espécies dominantes, outras espécies também tiveram importâncias significativas como *Pseudanabaena mucicola* e *Phormidium bohneri*.

De acordo Sant'Anna (2006) as cianobactérias possuem metabolismo bastante adaptado a ambientes estressantes, pois apresentam adaptações estruturais e enzimáticas, tais como: ficobiliproteínas, que compõem um sistema que auxilia na captação de luz para fotossíntese, possibilitando a sobrevivência em ambientes com pouca luz, como é o caso de lagoas de estabilização que apresentam pouca transparência; fixação de nitrogênio atmosférico por algumas espécies, através de estruturas especializadas denominadas heterocitos, que favorece o desenvolvimento em ambientes com baixa concentração de compostos nitrogenados; capacidade de produzir acinetos que funcionam como esporos de resistência em condições adversas, permitindo a sobrevivência da célula por longos períodos; podem formar vacúolos gasosos denominados de aerótopos, que permitem a migração vertical na coluna d'água, podendo buscar a profundidade em que tanto a intensidade luminosa quanto a concentração de nutrientes são favoráveis; toleram grandes variações de temperatura; são capazes de armazenar fósforo na forma de grãos de polifosfatos no citoplasma; e podem ser tóxicas a outros organismos.

Segundo Eppley e Maciasr (1963), a espécie *Chlamydomonas mundana* é importante em lagoas de estabilização e se destaca em condições anaeróbicas, pois possuem um mecanismo de fotoassimilação do acetato nestas condições que contribui para a estabilização da matéria orgânica. O ácido acético é um dos principais produtos da fermentação anaeróbia metanogênica. Este gênero foi registrado em alguns trabalhos sobre lagoas de maturação, como no de Jungles, Recio e Lapolli (2009) e no Soldatelli e Schwarzbald (2010).

Algumas espécies de algas podem alternar entre autotrófica (fotossíntese) e heterotrófica, como é o caso da *Euglena* (ROSOWSKI, 2003), portanto, estes indivíduos são bem adaptados a ambientes com pouca luz, como é o caso das lagoas de estabilização que tem pouca transparência. As cianobactérias apesar de serem simples, são bastante evoluídas, pois

em um ambiente de stress podem fixar nitrogênio gasoso diretamente da atmosfera (LEE, 2008).

As algas requerem compostos inorgânicos para reproduzir-se, dentre eles os principais são nitrogênio e fósforo. Entretanto para evitar o crescimento excessivo das algas nas águas naturais basta a eliminação dos nutrientes. Nas lagoas de estabilização as algas são necessárias para um bom funcionamento do sistema, pois produzem oxigênio para as bactérias aeróbias e heterotróficas. Quando não há luz para a realização da fotossíntese as algas consomem o oxigênio através da respiração, porém este sistema metabólico produz uma variação diurna do oxigênio. O pH também é um fator chave para o crescimento dos organismos. A maioria pode tolerar níveis de pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0. Em geral o pH ótimo para o crescimento se encontra entre 6,5 e 7,5 (METCALF; EDDY, 1985).

A clorofila *a* é um pigmento que pode representar a biomassa algal, por estar presente na maioria das algas e cianobactérias, porém existem outros tipos de clorofila como a *b* e *c*. A quantidade de clorofila *a* se relaciona com outras diversas magnitudes celulares, e representa entre 0,5 a 3,0% do peso seco total, podendo chegar a 4,9% em *Chlorella* adaptada a baixa intensidade luminosa. Situações de stress, por radiação, contaminação e elevação da temperatura aumentam a concentração da clorofila (MARGALEF, 1983).

As células com mais clorofila são capazes de fixar a mesma quantidade de carbono das que têm menos clorofila, a uma menor intensidade de luz. A forma das células fitoplanctônicas interfere na taxa de recepção de luz, ou seja, a distorção da forma esférica da célula é uma adaptação que permite as espécies fitoplanctônicas utilizarem baixa intensidade de luz, então, as melhores espécies receptoras de luz são aquelas com maior atenuação da forma, logo possuem maior eficiência de crescimento dependente de luz. (BRASIL; HUSZAR, 2011).

3.6-Análises estatísticas: ACP e ACC

As ferramentas estatísticas são muito uteis em trabalhos científicos, pois nos dizem se deve aceitar ou rejeitar uma determinada hipótese, por isso vem sendo cada vez mais utilizadas em vários campos de pesquisas. Esta necessidade da estatística tem aumentado cada vez mais a diversidade e a complexidade dos métodos (CENTENO, 1999). As análises de componentes principais (ACP) e as análises de correspondência canônica (ACC) fazem parte dessa complexidade. Um experimento nada mais é do que um teste planejado com a finalidade de testar uma hipótese ou obter novos fatos.

A ACP é um método para reexpressar dados multivariados. Ela permite que o pesquisador reoriente dados de modo que as primeiras poucas dimensões expliquem o maior número possível de informações disponíveis. O pesquisador deve decidir quantas componentes principais reter para a análise, fazendo uma difícil escolha entre simplicidade e completude (LATTIN; CARROL; GREEN, 2011). Esta análise é geralmente aplicada quando se quer saber se existe diferença espacial e temporal, e quais as variáveis que foram importantes (correlacionadas) nessa diferença (a maioria dos trabalhos utiliza nível de significância de 5%). Nesta análise alguns termos são criados, como autovalores, autovetores e “broken-stick”. Autovalores é a porcentagem de explicação de cada eixo, ou a porcentagem de variação nos dados que o eixo explica; Autovetores são os coeficientes das combinações lineares produzidos a fim de maximizar a variância dos dados, e assim discriminar as unidades amostrais. Serão maiores para aquelas variáveis que foram mais importantes na formação do eixo; “Broken-stick” é para saber quantos eixos devem ser usados na interpretação dos resultados. São utilizados os eixos que possuem Autovalores maiores que o “broken-stick”.

A ACC é uma técnica indicada quando se deseja comparar duas matrizes de dados coletados simultaneamente, a fim de conhecer a relação entre elas. Neste tipo de análise já são trabalhados dados bióticos com os abióticos. Exemplo: conjunto x = abundância de espécies; conjunto y = variáveis ambientais. Neste caso, é possível entender a influência das variáveis ambientais sobre a abundância de espécies.

O teste Monte Carlos é a ferramenta utilizada para verificar se as variáveis utilizadas na ACC ocorrem por acaso ou não, ou seja, testa a hipótese nula de ausência de relação entre a matriz principal e a secundária. Se ocorrer acaso não pode ser utilizada a ACC, porém existem exceções, por exemplo se a correlação espécie vs. ambiente for alta pode-se utilizar estas análises .

Oliveira et al. (2002) fizeram uma ACP para mapear as variáveis físico-químicas e coliformes fecais em sistema de lagoas de estabilização em série. Concluíram que os fatores artificiais capazes de descrever as diversas lagoas da série foram: estabilidade do processo anaeróbio, concentração de material orgânico, crescimento algal, aerobicidade, temperatura e tempo de detenção hidráulico.

Miwa, Freire e Calijuri (2007) utilizaram a ACP para verificar os processos envolvidos na dinâmica do nitrogênio, na lagoa anaeróbia e facultativa da ETE Cajati (SP). Esta análise revelou processos como a nitrificação e o possível processo metabólico da

excreção de proteína pela comunidade fitoplanctônica no estrato superficial da lagoa facultativa.

Oliveira (2010) aplicou a ACP nos dados do afluente e efluente de uma lagoa facultativa para explicar as tendências de associação entre as variáveis, ao longo do período estudado. No afluente e efluente da lagoa facultativa as variáveis abióticas mais significativas foram: fósforo total, sólidos suspensos totais, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica. Dentre as variáveis bióticas, a densidade fitoplanctônica total foi a mais representativa, seguida pelo biovolume das espécies: *Panktothrix agardhii* e *Merismopedia tenuissima*. Este autor conclui que não houve diferença espacial relevante, e que as correlações tanto na região de entrada como na de saída apresentaram as mesmas associações e foram igualmente importantes na formação dos agrupamentos das amostras em cada fator, entretanto apresentaram baixa explicabilidade da variação total dos dados, portanto a maior parte da variância pode estar associada a outros fatores que não foram estudados, como os dados operacionais do módulo III da ETE-Mangabeira (PB).

Não foram encontrados trabalhos de ACC em lagoas de estabilização, porém vários trabalhos relacionados a ambientes aquáticos utilizam esta ferramenta. Como o de Murakami e Rodrigues (2009), que verificaram quais variáveis abióticas tiveram influência nas variáveis bióticas no lago das Garças. Esta análise teve 66,7% da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros eixos. As correlações de Pearson espécie-ambiente foram elevadas para os eixos 1 e 2 ($r = 0,93$ e $r = 0,87$, respectivamente), indicando forte relação entre as densidades das classes de algas perifíticas e as variáveis abióticas. Essas correlações foram significativas para ambos os eixos (teste de Monte Carlo, $p < 0,003$), e concluíram que a densidade relativa de Cyanophyceae sofreu declínio com a adição de fósforo.

3.7-Pesquisas realizadas em lagoas de estabilização

Trabalhos que estudaram as variáveis físico-químicas em lagoas de estabilização do tipo Australiana: Silva e Mendonça (2003) estudaram DBO e DQO em esgoto domésticos e concluíram ser adequada a utilização de análise de DQO em substituição as de DBO, tanto para esgoto bruto como para efluentes de lagoas de estabilização.

Pasqualetto et al. (2005) estudaram a eficiência de lagoas de estabilização e concluíram que vários fatores externos influenciam no funcionamento da ETE, como ligações clandestinas de água pluvial, pois a vazão do esgoto que chega na ETE varia no período de chuva, alterando significativamente o tempo de detenção hidráulico projetado. Em períodos de maior precipitação também torna o esgoto menos concentrado.

Miwa, Freira e Calijuri (2007) estudaram a dinâmica do nitrogênio na ETE Cajati (SP), e concluíram que a eficiência de remoção do nitrogênio pelo sistema de lagoas de estabilização é dependente não somente da variação climática ao longo do ciclo diário, como também da otimização do sistema através da manipulação das variáveis hidrodinâmicas, particularmente o tempo de detenção hidráulico.

Hoepfner (2007) estudou o comportamento das variáveis físicas, químicas e a eficiência do sistema nas ETEs Jacupiranga e Pariquera-Açu (SP), e concluiu que as concentrações das variáveis no efluente variaram nas diferentes épocas do ano; as características climáticas influenciaram na qualidade do efluente; as menores termoclinas foram observadas quando houve maiores precipitações ou quando a combinação entre velocidade dos ventos, precipitação e radiação solar tornou-as menores; e que longos TDHs parecem não ser interessantes em lagoas facultativas, pois reduzem a eficiência por aumentar a concentração de clorofila *a*.

Peng et al. (2007) estudaram a remoção do fósforo pelo sedimento de lagoas de estabilização e concluíram que o pH tem grande importância na adsorção e liberação do fósforo pelo sedimento, tanto é que pH ácido (pH 5) não foi favorável para adsorção no sedimento.

Trabalhos que estudaram a comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização: **Goiás:** Martins (2003) identificou 19 táxon na ETE Parque Atheneu, sendo 11 Chlorophyceae, 5 Cyanophyceae e 3 Euglenophyceae. **São Paulo:** Granado (2004) identificou 33 espécies na ETE de Novo Horizonte, sendo 15 Chlorophyceae, 12 Cyanophyceae, 4 Euglenophyceae e 2 Bacillariophyceae. Falco (2005) pesquisou na mesma ETE que Granado (2004) e no mesmo período, reaproveitando os dados deste autor. Casali (2008) identificou 145 táxons nas ETEs de Piraquera-Açu e Jacupiranga, sendo 83 Chlorophyceae, 31 Cyanophyceae, 14 Cryptophyceae, 9 Bacillariophyceae e 7 Euglenophyceae. **Rio Grande do Sul:** Soldatelli (2007) identificou 242 táxons na ETE UCS (Universidade de Caxias do Sul), sendo 120 Chlorophyceae, 65 Euglenophyceae, 31 Cyanophyceae, 17 Bacillariophyceae e 9 Zygnemaphyceae. **Espírito Santo:** Delazari-Barroso et al. (2009) identificaram 38 táxons de uma lagoa de polimento da ETE Biossistemas Integrados sendo 17 Chlorophyceae, 9 Cyanophyceae, 8 Euglenophyceae e 4 Bacillariophyceae.

Percebe-se que a divisão que tem maior riqueza de espécies em lagoas de estabilização é a da Chlorophyta, sendo *Chlorella* o gênero mais abundante. Kalff (2002) comenta que nem todos os ambientes eutróficos, em períodos quentes, são dominados por cianobactérias. Este autor afirma ainda que ambientes rasos que possuem mais de 1000

$\mu\text{gP.L}^{-1}$, como é o caso das lagoas de estabilização, são dominados no verão pela densidade das Chlorophyta.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1-Área de Estudo

O município de Trindade possui 104.448 habitantes (IBGE, 2010) e apenas 39% da população tem rede de esgoto, sendo que 46,3% do esgoto gerado é coletado e 100% dele é tratado (SNIS, 2012).

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Trindade ($16^{\circ}39'09''\text{S}$ e $49^{\circ}31'50''\text{O}$) conhecida também como ETE Barro Preto, localiza-se no Município de Trindade (altitude de 756 m), Estado de Goiás. Esta foi projetada pelo Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO).

A ETE de Trindade (Figura 1) é composta por tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall) seguido, inicialmente, por três módulos em paralelo (A, B e C), contendo cada, uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação em série, sendo o efluente lançado no córrego Barro Preto (classe 2). Por motivos de infiltração, o módulo C foi desativado. Os dois módulos entraram em funcionamento em 1997.

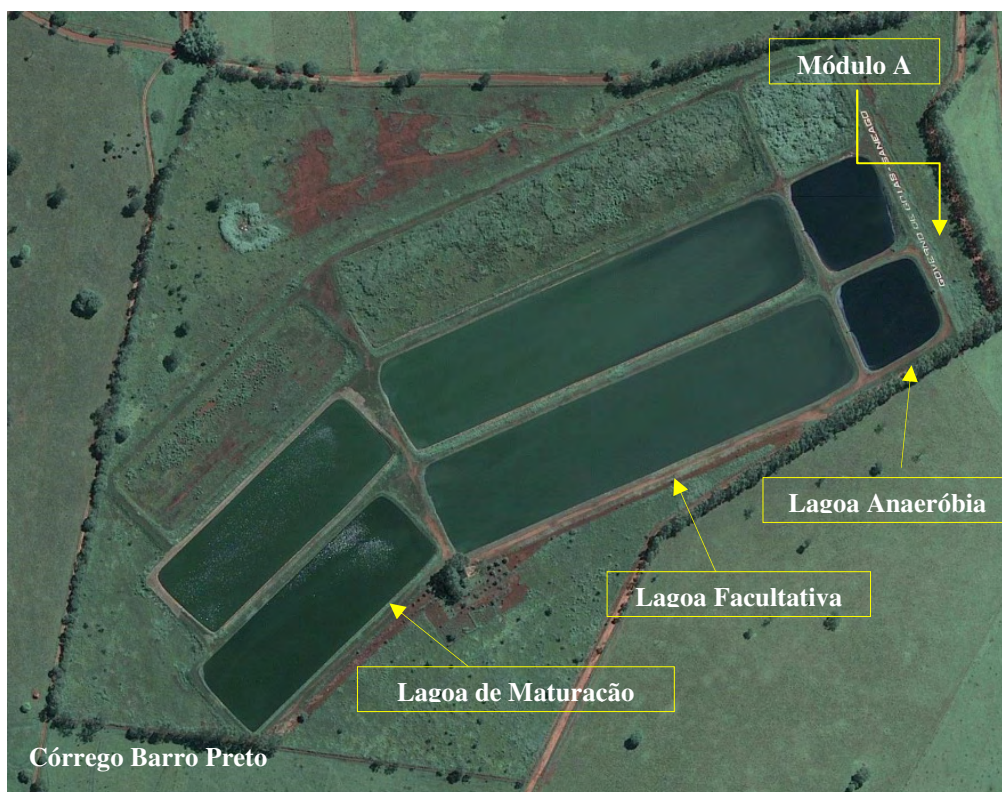


Figura 1 - Lagoas de estabilização da ETE de Trindade destacando o módulo A (Fonte: Google Earth 2011).

O sistema apresenta, de acordo com os dados do projeto, vazão média de $242,38 \text{ L.s}^{-1}$, carga orgânica média de $3.860 \text{ Kg DBO.dia}^{-1}$, $\text{DBO}_{\text{bruta-afluente}}$ de $184,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $\text{DBO}_{\text{bruta-effluente}}$ de $29,95 \text{ mg.L}^{-1}$ totalizando uma eficiência de 84% (SANEAGO, 2008). As características morfométricas do módulo A estão sintetizadas na Tabela 2.

Tabela 2- Características morfométricas do módulo A da ETE Trindade.

Lagoa	Anaeróbia	Facultativa	Maturação
Área média (m^2)	3.750	27.000	13.975
Profundidade útil (m)	4,00	1,25	1,25
Profundidade máxima (m)	4,75	2,00	2,00
Volume útil (m^3)	15.000,00	33.750,00	17.468,75
Tempo de detenção hidráulico (dias)	2,2	4,8	2,5

Fonte: SANEAGO (2008)

O clima da Região Centro-Oeste é, segundo Nimer (1989), influenciado pelo relevo e pela latitude, conduzindo a uma diversificação térmica e determinando que o máximo de precipitação pluviométrica ocorra no verão e o mínimo no inverno. O clima é caracterizado como tropical quente, semi-úmido, com quatro a cinco meses secos (em Trindade dura de maio a setembro). Na primavera e no verão a temperatura média varia entre 30 e 32°C ; já no inverno a quebra da umidade relativa do ar registra temperaturas mais baixas em junho e julho. A temperatura média nessa época do ano dificilmente é inferior a 20°C , principalmente em Goiânia (cidade vizinha a Trindade). No período do inverno, a ação dos ventos NE e NW promove elevação da temperatura e quebra da umidade, que pode atingir níveis inferiores a 20°C . Raramente ocorre formação de nuvens que, no entanto, fornecem pouca intensidade às chuvas; e sob influência dos ventos do quadrante sul estas nuvens terminam em chuvas de curta duração. As maiores velocidades dos ventos podem ser observadas na transição do período seco para chuvoso, isto é, em agosto a setembro.

O regime pluviométrico atinge 1.500 mm anuais, sendo que 70% das chuvas caem entre novembro a janeiro, quando somam 45 a 55% da precipitação anual. O inverno excessivamente seco, com chuvas muito raras, que não atinge 2 mm mensais, o que também ocorrem nos meses que antecedem e sucedem o inverno, respectivamente, em maio e setembro.

4.2-Variáveis climáticas

Como a cidade de Trindade ainda não possui estações meteorológicas, as informações climáticas: temperatura do ar, precipitação, radiação solar, velocidade do vento

adotadas foram obtidas da Secretaria de Ciências e Tecnologia (SECTEC). A estação climatológica desta secretaria está localizada no município de Goiânia, aproximadamente 17 km de Trindade.

4.3-Amostragem

As amostragens simples foram realizadas mensalmente no afluente bruto antes da calha Parshall (AFB), no efluente da lagoa anaeróbia (ANA), no efluente da lagoa facultativa (FAC) e no efluente da lagoa de maturação (MAT) (Figura 2), no período da manhã das 8:30 às 9:00 h. As amostras foram acondicionadas em frascos apropriados conforme análise a ser realizada e mantidas em caixas térmicas, com gelo seco até chegar ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás – UFG, em Goiânia.

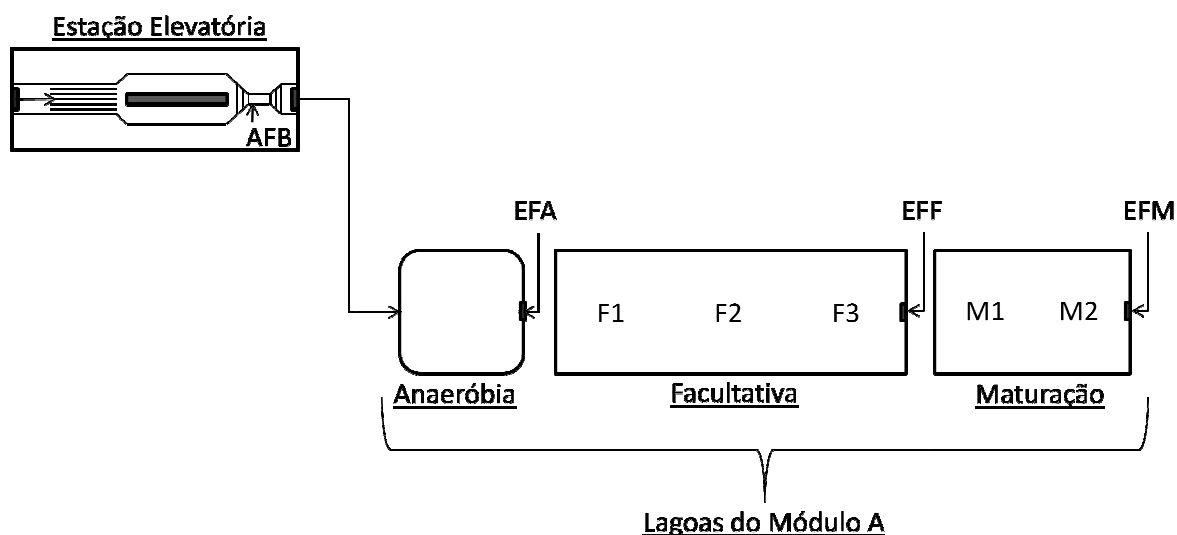


Figura 2 – Pontos amostrais do módulo A da ETE Trindade (GO) e as profundidades das lagoas.

Legenda: AFB: afluente bruto; EFA: efluente da lagoa anaeróbia; EFF: efluente da lagoa facultativa; EFM: efluente da lagoa de maturação; F1, F2 e F3: pontos de medição da profundidade na lagoa facultativa; M1 e M2: pontos de medição da profundidade na lagoa de maturação

Na lagoa facultativa as coletas das variáveis físico-químicas foram realizadas aproximadamente das 9:40 às 11:00 horas da manhã. Com auxílio de um barco, três pontos horizontais foram coletados sendo um no início a 90 m da entrada da lagoa, um no meio a 180 m da entrada e outro no final da lagoa a 270 m da entrada, e cada um com três profundidades (superfície, meio e fundo com ± 20 cm antes de tocar o fundo) (Figura 3). As amostras foram coletadas com uma garrafa de van Dorn de cinco litros.

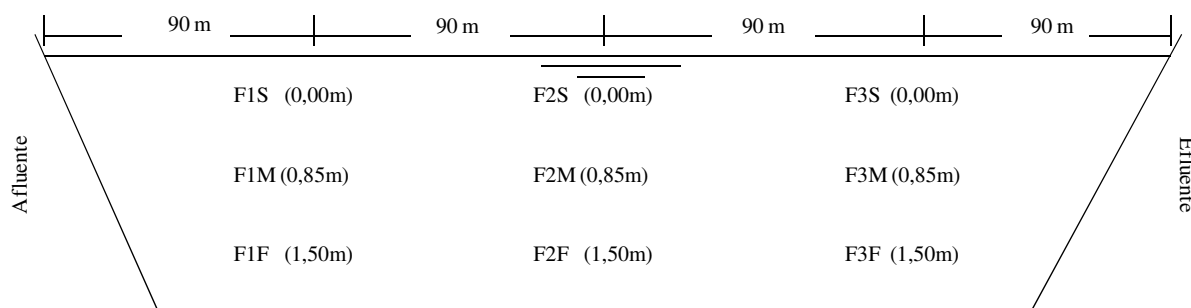


Figura 3-Pontos de coleta na lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade. Legenda: F1= coleta realizada no começo da lagoa; F2= coleta realizada no meio da lagoa; F3= coleta realizada no final da lagoa; S=superfície; M= meio; F= fundo.

As coletas das variáveis físico-químicas foram realizadas na lagoa de maturação aproximadamente das 10:50 às 12:00 horas, com auxílio de um barco, em dois pontos horizontais, um no início a 70 m da entrada e outro no final a 150 m da entrada e cada um com três profundidades (superfície, meio e fundo com ± 20 cm antes de tocar o fundo) (Figura 4). As amostras foram coletadas com uma garrafa de van Dorn de cinco litros. Os valores apresentados neste trabalho foram formulados com a média destes dois pontos horizontais e suas respectivas profundidades.

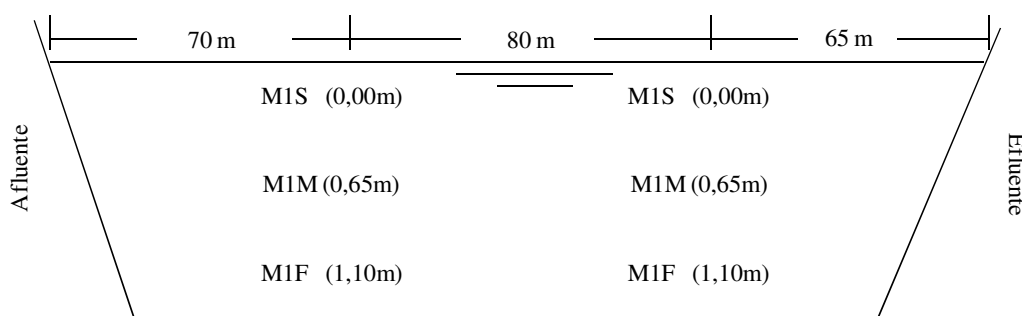


Figura 4-Pontos de coleta na lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade. Legenda: M1= coleta realizada no começo da lagoa; M2= coleta realizada no final da lagoa; S=superfície; M= meio; F= fundo.

As amostras qualitativas e quantitativas do fitoplâncton foram coletadas no meio da lagoa facultativa (F2), na superfície, meio e fundo da lagoa (Figura 3). Na lagoa de maturação as amostras foram coletadas nos dois pontos e nas três profundidades (Figura 4). Na lagoa de maturação foi adotada a média dos dois pontos com os três níveis de profundidade.

4.4-Profundidade, Vazão, TDH e TAS

A profundidade da lagoa facultativa foi medida em três pontos sendo um no início a 90 m da entrada da lagoa, um no meio a 180 m da entrada e outro no final da lagoa a 270 m da entrada, com uma trena presa a uma haste rígida. Na lagoa de maturação adotou-se o mesmo procedimento, porém, com apenas dois pontos de medição, um no início a 70 m da entrada e outro no final a 150 m da entrada (Figura 2). A profundidade mensal de cada lagoa foi dada como uma média entre os pontos.

A vazão foi medida com a utilização de uma equação dada pelo fabricante da calha Parshall. Nesta equação necessita-se da altura da lâmina d'água na calha, que foi medida com uma régua. Os dados das vazões mínimas, médias e máximas mensais foram fornecidos pela SANEAGO S/A. Estas vazões são medidas apenas em um dia do mês, de hora em horas, tendo início às 7:00 horas e terminando às 18:00 horas.

Por não ter a declividade do talude para calcular o volume real das lagoas facultativa e de maturação, utilizou-se apenas a equação do projeto para recalculá-lo o volume das lagoas (Eq. 1) substituindo apenas a profundidade. Como na lagoa anaeróbia não foi feita a medição da profundidade utilizou-se as do projeto (4,0 m).

No cálculo do TDH foi adotada a vazão média mensal e o volume recalculado (Eq. 2), e no cálculo da TAS da lagoa facultativa foi utilizado a vazão média e a DBO de cada período estudado (Eq. 3).

$$V = L \times C \times h \quad \text{Eq. 1}$$

Sendo: V: volume da lagoa (m³);

L: largura da lagoa (m);

C: comprimento da lagoa (m);

h: profundidade da lagoa (m)

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Eq. 2}$$

Sendo: TDH: tempo de detenção hidráulico (dias)

V: volume mensal da lagoa (m³)

Q: vazão média mensal (m³.dia⁻¹)

$$TAS = \frac{Q \times DBO}{\text{Área}} \quad \text{Eq. 3}$$

Sendo que: Q: vazão média mensal ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)

DBO: concentração de DBO ($\text{KgDBO} \cdot \text{m}^{-3}$)

Área: área da lagoa facultativa (hectares)

4.5-Variáveis físico-químicas

A temperatura da água e o oxigênio dissolvido (OD) foram aferidos *in loco* por meio do oxímetro. As amostras de amônia (NH_4^+) foram analisadas de acordo com Silva e Oliveira (2001) pelo método de nesslerização direta. As outras variáveis foram aferidas de acordo com APHA (1998). São elas: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica do esgoto (CND), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrato (NO_3), ortofosfato (PO_4^{-3}) e fósforo total (PT) (Tabela 3).

Tabela 3-Variáveis aferidas com seus respectivos métodos e equipamentos.

Variável	Método/Código APHA	Equipamento
Temp.	-	Termômetro do oxímetro
OD	Membrana seletiva	Oxímetro Thermo Scientific/ORION 5 STAR
CND	Potenciométrico/2510-B	CondutivímetroTECNOPON/CA150
SST	Gravimétrico/2540-D	Membrana BOECO GERMANY de 1,0 μm microfibra de vidro; balança SHIMADZU AY220
SSF	Gravimétrico/2540-E	Mufla FORNITEC/1640; balança SHIMADZU AY220
SSV	Gravimétrico/2540-E	Mufla FORNITEC/1640; balança SHIMADZU AY220
DBO	Diluição/5210-B	Estufa NOVA ÉTICA/4004ND; Oxímetro Thermo Scientific/ORION 5 STAR
DQO	Colorimétrico/5220-D	Reator Hach/45600 e Hach DR5000
NO_3	UV/4500-B	Membrana 0,45 μm de celulose; Hach DR5000
NH_4^+	nesserelização direta*	Membrana 0,45 μm de celulose; Hach DR5000
PO_4^{-3}	Ác. ascórbico/4500-P E	Membrana 0,45 μm de celulose; Hach DR5000
PT	Ác. ascórbico/4500-P B	Hach DR5000

*método realizado de acordo com Silva e Oliveira (2001)

As amostras de DBO e NH_4^+ foram feitas em duplicata, as de DQO em triplicata, as de PT nos pontos AFB, ANA, FAC e MAT foram feitas em duplicatas. O restante das variáveis foram feitas apenas uma vez.

4.6-Variáveis biológicas

4.6.1-Clorofila *a* e Feofitina

As coletas de clorofila *a* e feofitina foram realizadas com garrafas escuras plásticas de um litro. O método adotado foi o de extração com acetona 90% (APHA, 1998). As amostras foram filtradas em membranas de microfibras de vidro de 47 mm de diâmetro (Milipore AP 20 de 0,8 a 8,0 µm de porosidade) por meio de bomba de vácuo Primar (modelo 141) juntamente com o kitasato completo. As leituras foram feitas no espectrofotômetro Hach DR5000.

4.6.2-Análise qualitativa do fitoplâncton

As amostras qualitativas foram acondicionadas em frascos de vidro transparente de 100 mL e fixadas com formol 4%, para posterior indexação no herbário da UFG. Foram analisadas também amostras vivas. As identificações dos organismos, tanto nas amostras vivas como nas fixadas, ocorreram com base nas características morfológicas e morfométricas, através de análise em microscópio invertido Olympus CKX41 equipado com câmera fotográfica ligada ao software Cell D®. A identificação dos táxons foi sempre que possível, em nível infragenérico, através de literatura especializada e atualizada.

O sistema de classificação adotado para apresentação das classes taxonômicas foi o de Van Den Hoek, Mann e Jahns (1995). A literatura utilizada na identificação foi: para Cyanophyceae Komárek e Anagnostidis (2005) e Nogueira, Júnior e D'Alessandro (2011); para Chlorophyceae Cardoso (1979) e Komárek e Fott (1983); para Euglenophyceae Huber-Pestalozzi (1955), Tell e Conforti (1986) e D'Alessandro (2007); para as outras classes utilizou-se o livro de Bicudo e Menezes (2006).

4.6.3-Análise quantitativa do fitoplâncton

No processo de quantificação, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 100 mL e fixadas com lugol (BICUDO; MENEZES, 2006) e analisadas em microscópio óptico invertido Olympus CKX41 através da câmara de sedimentação de acordo com o método Utermöhl (1958), a partir de campos distribuídos aleatoriamente (ÜHELINGER, 1964). Devida a elevada concentração dos organismos foram realizadas diluições de 1:2 e 1:3. Devido ao tempo consumido em cada quantificação e o número de amostras coletadas a quantificação dos organismos foi feita até alcançar, sempre que possível, 250 organismos (unicelulares, coloniais e filamentosos) da segunda espécie mais frequente, que limita-se a 10 ou 15 campos, e adotou-se também uma eficiência de contagem de no

mínimo 97%, cuja eficiência é a probabilidade que um número necessário de indivíduos tenha sido contado, porém a probabilidade de uma nova espécie de aparecer está mais próximo de zero (PAPPAS e STOERMER, 1996). Desse modo, o erro de contagem foi inferior a 20%, em um nível de significância de 95% (LUND; KIPLING; LECREN, 1958). Para efeito de contagem, cada célula, colônia cenóbio, tricoma ou filamento foi considerado como um organismo.

4.6.4- Caracterização da estrutura da comunidade fitoplanctônica

A estrutura do tamanho dos táxons mais abundantes registrados na ETE de Trindade foi classificada de acordo com Sieburth, Smetacek e Lenz (1978).

Com base na densidade, o índice de diversidade de espécies utilizado foi o de Shannon e Weaver (1963), o índice de equidade foi baseado de acordo com Pielou (1966). A riqueza específica foi considerada como o número de táxons ocorrentes em cada amostra quantitativa. As espécies consideradas abundantes foram aquelas mesuradas acima 0,8% de abundância em cada ponto, durante todo o estudo. O conceito dominância foi baseado segundo Lobo e Leighton (1986) e aplicado em cada ponto amostral.

A fim de verificar as mudanças nas composições fitoplanctônicas entre as lagoas, calculou-se a diversidade beta ($\beta-1$) (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992) com base nos dados qualitativos, que segundo Whittaker (1972) mede como a composição de espécie se altera ao longo de gradientes ambientais.

4.7-Transparência e Zona eufótica

Para calcular a transparência do esgoto utilizou-se o disco de Secchi e para calcular a zona eufótica multiplicou-se por três o da transparência (COLE, 1975).

4.8-Análises Estatísticas

As variáveis foram correlacionadas através de uma análise de componentes principais, ACP (TER BRAAK, 1995), a fim de detectar se existe alguma variação temporal, espacial e relações metabólicas nas lagoas de estabilização. Previamente, a transformação logarítmica ($\log(x+1)$) foi aplicada em todas as variáveis, excetuando-se o pH. Para realização da análise estatística utilizou-se o software PC-ORD 5.

Foram feitos testes T para verificar se existia diferença significativa ($p=0,05$) das médias das variáveis físico-químicas em relação ao perfil horizontal e vertical na lagoa facultativa e de maturação.

As Análises de Correspondência Canônica (ACC) foram feitas a fim de verificar como as espécies mais abundantes se comportaram em relação as variáveis abióticas, no ambiente e sazonalidade. A hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes foi feita pelo teste Monte Carlo com 999 aleatorização, além da correlação espécie x ambiente.

5 RESULTADOS e DISCUSSÃO

5.1-Precipitação, temperatura do ar e vazão do afluente bruto

Em relação aos meses coletados, a precipitação apresentou o maior volume no mês de dez/10 (389,6 mm), e menor em mai/11 (0,0 mm), porém em set/10 até o dia da coleta (dia 22 de set/10) a precipitação acumulada também foi de 0,0 mm. A maior temperatura do ar foi registrada em set/10 (26,7°C) e a menor em mai/11 (22,8°C). A temperatura média do mês mais frio foi registrado em jun/11 com 21,6°C (mês não coletado). Por estes motivos set/10, abr/11 e mai/11 foram caracterizados como estação de seca e os meses de out/10, nov/10 e dez/10 como estação chuvosa (Figura 5).

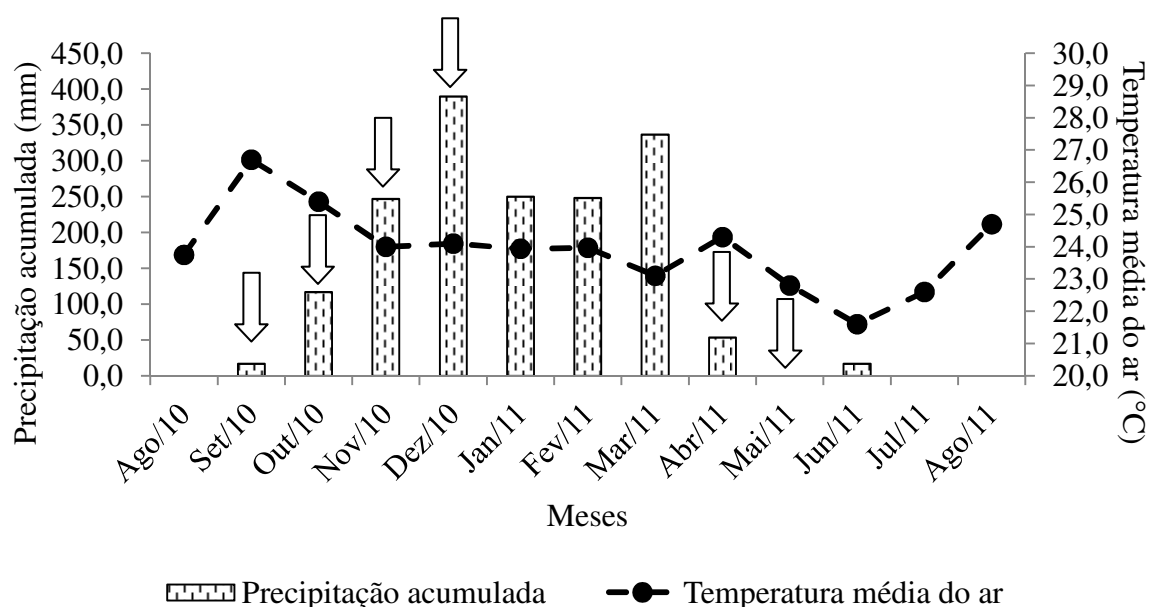


Figura 5 - Valores de precipitação mensal acumulada e de temperatura média atmosférica no mês anterior, durante e posterior as coletas. As setas indicam os meses que houveram coletas.

No mês de set/10, out/10 e mai/11 não houve precipitação registrada no dia da coleta, já em nov/10, dez/10 e abr/11 sim (47,8, 44,7 e 1,6 mm, respectivamente). No dia anterior a cada coleta, apenas em out/10, nov/10 e dez/10 houve registro de precipitação, ou seja, no dia 25 de outubro (0,8 mm), 28 de novembro (7,6 mm) e 27 de dezembro (15,0 mm). A temperatura do ar nos dias de coletas variou de 27,6°C em set/10 a 20,6°C em abr/11 (Figura 6).

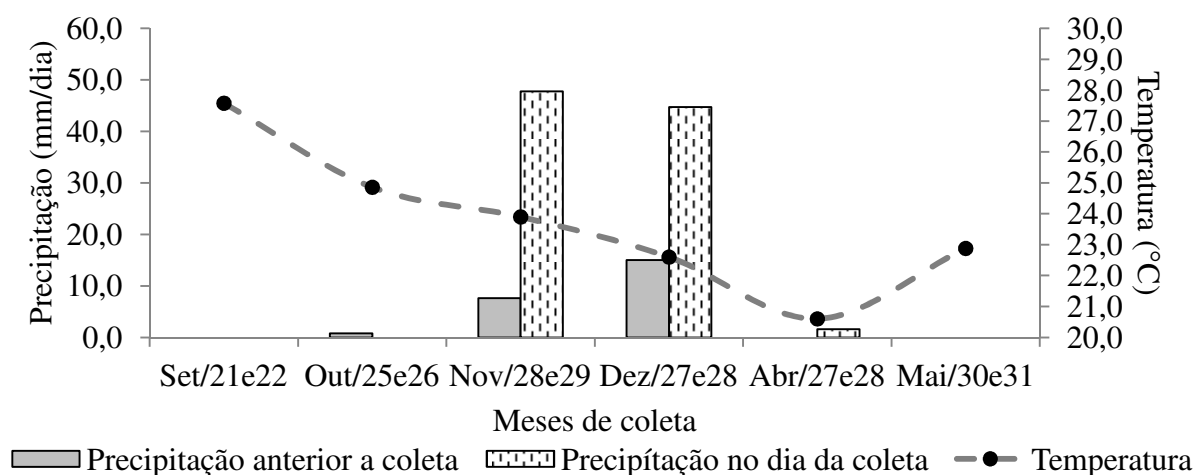


Figura 6 - Valores de precipitação diária e de temperatura do ar no dia anterior e nos dias da coleta.

Na Figura 7 estão representados os dados de vazão de esgoto bruto da ETE de Trindade medidos nos dias de coleta, além das vazões mínimas, médias e máximas mensais. A vazão média mensal foi menor em out/10 (49 L.s^{-1}) e maior em abr/11 (117 L.s^{-1}).

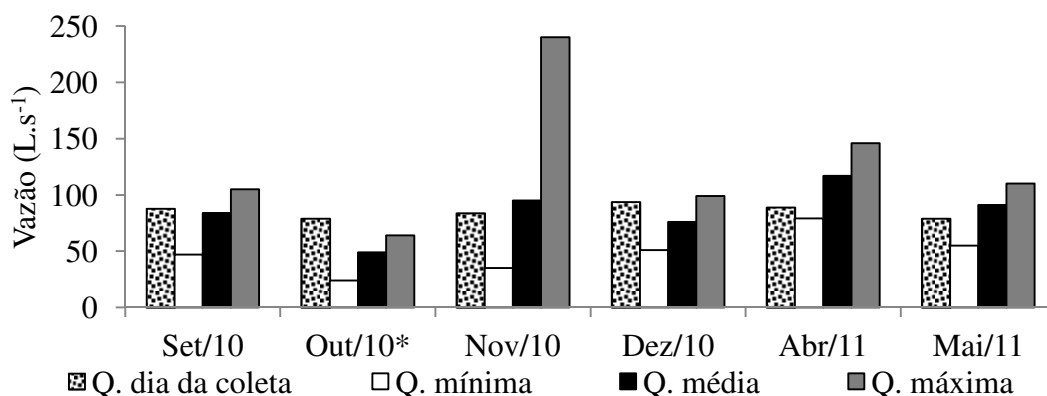


Figura 7 - Vazão medida nos dias de coleta, e vazões mínimas, médias e máximas mensais.* No mês de outubro o sistema de bombeamento EEE Bruacas ficou inoperante por algum tempo, pois alinha de recalque foi rompida.

As vazões estiveram abaixo da capacidade média projetada ($Q_{\text{méd.projeto}} = 242,38 \text{ L.s}^{-1}$) para final de plano, que foi em 2011. Entretanto, atualmente o sistema trata entre 20 a 45% da capacidade máxima. Assim pode-se concluir que este sistema suportaria crescimento populacional e/ou maiores números de ligações de esgoto à ETE. É importante destacar que esta ETE foi projetada para uma população de final de plano com 71.483 habitantes, e segundo IBGE (2010) a população em Trindade é de 104.448 habitantes, e mesmo assim a ETE não atingiu a vazão máxima projetada.

Ao comparar vazão média da ETE de Trindade e precipitação mensal, pode-se perceber que não houve proporcionalidade, em out/10 por conta do sistema de bombas da EEE Bruacas ter ficado inoperante por algum tempo, e em nov/10 quando houve um pico de vazão provavelmente por conta da inicialização dos lançamentos de esgoto das fontes poluidoras clandestinas (inclusive de caminhões tanque) que continuou possivelmente até mai/11, tanto é que mai/11 apresentou DBO duas vezes maior que a de set/10 (mês de seca).

5.2-Radiação solar e velocidade dos ventos

A radiação solar apresentou um perfil decrescente durante o estudo e foi maior em set/10 ($18,0 \text{ MJ.m}^{-3}$) e menor em mai/11 ($13,1 \text{ MJ.m}^{-3}$). A velocidade dos ventos oscilou entre $1,3$ (dez/10) a $2,0 \text{ m.s}^{-1}$ (set/10) predominando para o sudeste (Figura 8).

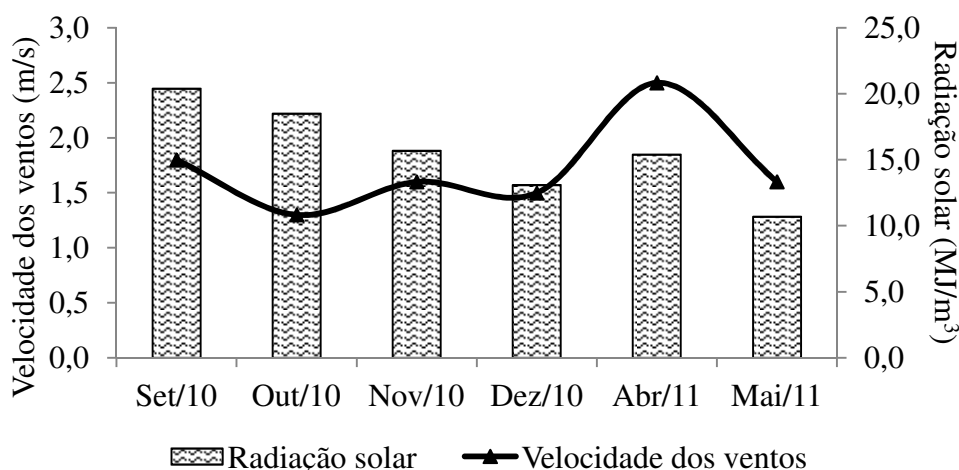


Figura 8-Valores da velocidade dos ventos e radiação solar registradas durante o período de estudo Fonte: SECTEC.

5.3-Profundidade das lagoas, tempo de detenção hidráulico (TDH) e taxa de aplicação superficial (TAS)

Tanto a lagoa facultativa quanto a lagoa de maturação foram verificados, no decorrer das coletas, que os pontos amostrais mais rasos foram os mais próximos da entrada da lagoa, ou seja, F1 e M1 ($1,71$ e $1,32 \text{ m}$, respectivamente) e os mais fundos foram os mais distantes da entrada, ou seja, F3 e M2 ($1,77$ e $1,40 \text{ m}$, respectivamente). Esta diferença de nível geralmente é provocada pelo acúmulo de lodo na entrada da lagoa. Em média, e durante o período estudado, a lagoa facultativa e de maturação apresentaram uma profundidade de $1,74$ e $1,36 \text{ m}$, respectivamente.

As lagoas apresentaram profundidades acima daquelas dimensionadas no projeto (ambas com profundidade útil de 1,25 m), o que indica que as lagoas estão funcionando com o volume acima do que foi projetado inicialmente, provavelmente por conta do módulo C ter sido desativado. Assim, parte do volume deste módulo foi dividido para os outros dois módulos, o que alterou a profundidade dos mesmos. Também, é notável as oscilações da profundidade durante os meses de coleta.

Em outubro, no começo das chuvas, a profundidade diminuiu em relação a setembro, isto porque uma das elevatórias (Bruacas) apresentou defeito e não lançou o esgoto até a ETE de Trindade interferindo na vazão do sistema (Figura 9).

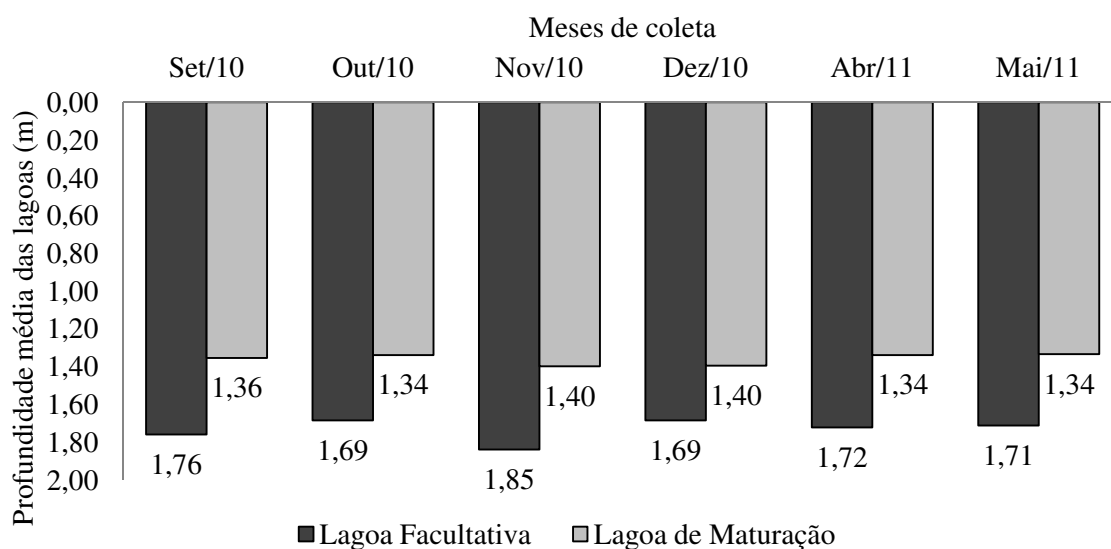


Figura 9 – Profundidade média da lagoa facultativa e da lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante o período de estudo.

O aumento da profundidade na lagoa facultativa e de maturação no mês de nov/10 e dez/10 foi devido a própria estrutura do módulo A. Com os altos níveis de precipitação, aumento da vazão.

Martins (2003) também registrou variações de profundidades nas lagoas de estabilização da ETE Parque Atheneu (GO) e explicou que esta variação está ligada a precipitação e talvez ao lançamento clandestino de águas pluviais aos esgotos sanitários.

Shammas, Wang e Wu (2009) salientam que a perda de água da lagoa pela evaporação, normalmente é insignificante, exceto em lugares com clima quente e seco, como é o caso de Trindade. Segundo este autor a taxa de evaporação varia com temperatura, pressão barométrica, velocidades dos ventos e o teor de sal contido na água.

O TDH das lagoas foi bem superior àqueles do projeto. A lagoa anaeróbia teve o TDH variando de 3,0 a 7,1 dias com média de 4,4 dias; a lagoa facultativa de 9,2 a 21,7 dias com média de 13,6 dias e a de maturação de 3,7 a 8,9 dias com média de 5,6 dias. O TDH do módulo A da ETE de Trindade variou de 15,9 a 37,7 dias (Tabela 4).

Tabela 4-Variação do TDH (dias) do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.

Lagoa	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Anaeróbia	4,1	7,1	3,7	4,6	3,0	3,8	4,4
Facultativa	13,1	21,7	12,1	13,9	9,2	11,9	13,6
Maturação	5,2	8,9	4,8	6,0	3,7	4,8	5,6
Total	22,5	37,7	20,5	24,4	15,9	20,5	23,6

Segundo Von Sperling (2002) a lagoa anaeróbia e de maturação deve ter o TDH entre 3 e 6 dias e a facultativa entre 15 e 45 dias, portanto, a lagoa anaeróbia e de maturação do módulo A da ETE de Trindade esteve com a média dentro do limite, e a lagoa facultativa esteve com a média um abaixo do limite, porém aumentou em relação ao TDH dimensionado (4,48 dias) devido ao aumento do volume da lagoa e da diminuição da vazão.

Segundo Gurung, Dhakal e Bista (2006), durante os períodos de intensa precipitação o TDH é menor, e consequentemente, ha maior escoamento da água e aumento na diluição dos nutrientes, como é percebível nos resultados apresentados. Silveira, Gomez e Colli (2002) discutem a biomassa fitoplanctônica em dois lagos rasos e mesotróficos, no México, e concluíram que longos períodos de detenção resultam no aumento da concentração de nutrientes e consequentemente da biomassa fitoplanctônica.

A TAS da lagoa facultativa do módulo A foi maior em mai/11 com 407,1 kg de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. ha.dia⁻¹ e menor em dez/10 com 102,1 kg de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. ha.dia⁻¹ (Tabela 5). A TAS do projeto é de 237,86 kg de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. ha.dia⁻¹, que considera os três módulos em funcionamento. Foi notado que em abr/11 e mai/11 a TAS foi maior que o dimensionado, porém a média foi próxima do dimensionado. Em climas mais quentes a TAS de uma lagoa facultativa pode variar de 150 a 400 kg de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. ha.dia⁻¹, acima desse valor pode-se conduzir a anaerobiose na lagoa (WHO, 1987), entretanto no mês de mai/11 não foi registrado anaerobiose.

Tabela 5- Variação da TAS (kg de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. ha.dia⁻¹) da lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.

Lagoa Facultativa	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
TAS	225,79	162,79	219,58	102,14	288,66	407,09	234,33

5.4-Zona eufótica

A zona eufótica nas lagoas de estabilização variaram de acordo com os meses de coleta, porém na lagoa facultativa a zona eufótica não variou tanto quanto na lagoa de maturação, provavelmente devido às dimensões das lagoas. Em ambas as lagoas a maior profundidade foi registrada em novembro (1,85 m na lagoa facultativa e 1,40 m na lagoa de maturação), e a maior zona eufótica foi registrada em setembro (0,38 e 0,17 m, respectivamente) e a menor em novembro (0,13 e 0,12 m, respectivamente), porém na facultativa os resultados menores também foram idênticos nos meses de outubro, dezembro e maio (Figura 10).

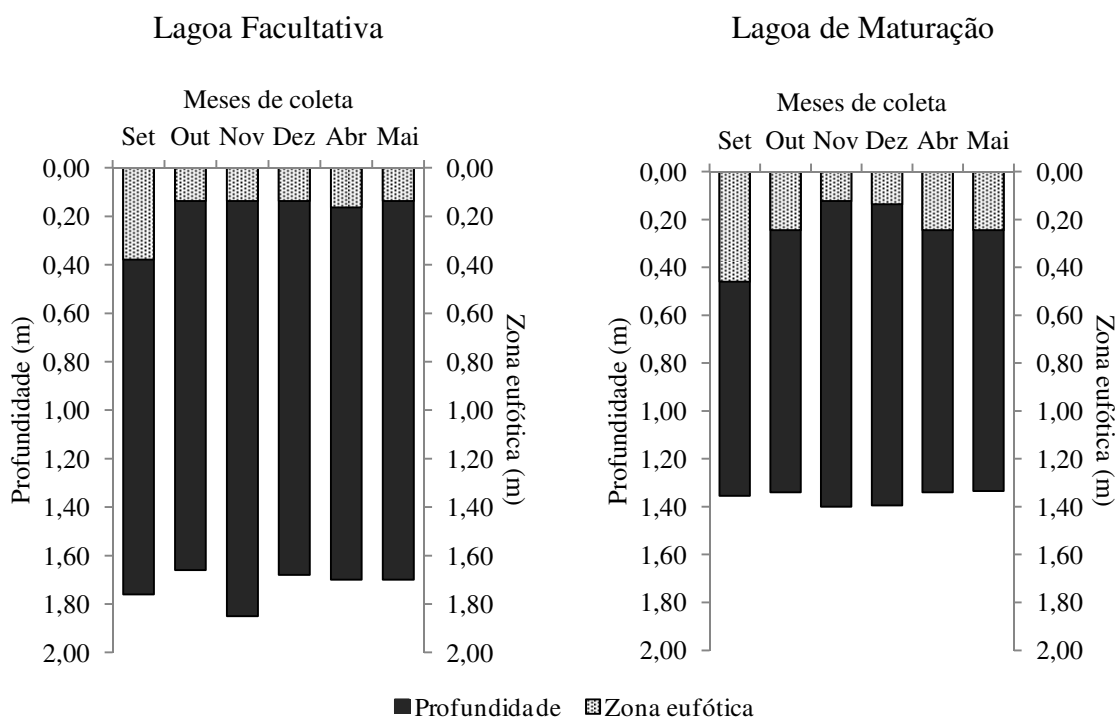


Figura 10-Valores de profundidade e zona eufótica da lagoa facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estudo.

5.5-Composição do Afluente Bruto (AFB)

Em out/10 registrou-se o maior valor de temperatura (28,4°C), e também a menor concentração de OD (0,15 mg.L⁻¹). Nov/10 foi o mês com o menor valor de temperatura (25,7°C) e consequentemente com maior concentração de OD (5,49 mg.L⁻¹). Entretanto, nos

períodos de seca a temperatura foi maior (média de 27,4°C) e a concentração de OD foi menor (média de 0,27mg.L⁻¹), e nos períodos de chuva a temperatura foi menor (média de 26,9°C) e a concentração de OD foi maior (média de 3,37mg.L⁻¹) (Tabela 6).

Tabela 6- Composição do esgoto na entrada do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estudo.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Horário (h)	08:20	08:40	08:30	08:13	08:30	08:30	08:27
Temp. (°C)	28,3	28,4	25,7	26,6	27,3	26,6	27,2
OD (mg.L ⁻¹)	0,32	0,15	5,49	4,47	0,19	0,30	1,8
pH	7,4	7,3	7,3	7,4	7,1	7,4	7,3
CND (µS.cm ⁻¹)	883,0	739,5	335,3	444,0	655,0	750,1	634,5
SST (mg.L ⁻¹)	306,7	160,0	78,7	54,7	-	240,0	168,0
SSF (mg.L ⁻¹)	36,7	21,0	28,0	11,3	-	37,3	26,9
SSV (mg.L ⁻¹)	270,0	139,0	50,7	43,3	-	202,7	141,1
DBO (mg.L ⁻¹)	262,5	245,3	109,5	93,0	189,0	513,0	235,4
DQO (mg.L ⁻¹)	747,0	534,3	167,5	167,3	484,0	620,0	453,4
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	18,0	17,3	5,2	8,2	18,7	22,6	15,0
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	-	2,20	3,35	3,83	1,68	2,33	2,7
PT (mg.L ⁻¹)	10,1	7,6	1,9	2,2	7,8	8,9	6,4
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	3,0	2,8	1,5	1,6	4,0	4,5	2,9

Temp: temperatura do esgoto; OD: Oxigênio Dissolvido; pH: Potencial Hidrogeniônico; CND: Condutividade elétrica do esgoto; SST: Sólidos Suspensos Totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos; NO₃: nitrato; PO₄⁻³: ortofosfato; PT: Fósforo Total; NH₄⁺: amônia; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio.

As maiores concentrações de OD podem ser justificadas pela diluição do afluente bruto exercida pelas chuvas nos períodos correspondentes, quando foram registrados os maiores índices de precipitação acumulada, ou seja, a matéria orgânica que era concentrada passou a ficar diluída, entretanto existe menos compostos para ser degradados pelas bactérias então o consumo de oxigênio dissolvido foi menor.

O pH variou entre 7,1 em abr/11 e 7,4 em set/10, dez/10 e mai/11. Os maiores valores no esgoto bruto de CND, SST, SSV, NH₄, PT, DBO e DQO foram em setembro e maio, e menores em novembro e dezembro, provavelmente pela ausência de precipitação, com exceção do NO₃ (Tabela 6). Em relação a razão DQO/DBO, o esgoto bruto apresentou média de 2,0.

De acordo com Von Sperling (1996) e Von Sperling (2002) a faixa média de PT e NH_4^+ para esgoto bruto variam de 4 a 15 mg.L^{-1} e 20 a 25 mg.L^{-1} , respectivamente. Portanto, o esgoto bruto apresentou concentrações de PT dentro da faixa típica com média de 6,4 mg.L^{-1} e a amônia apresentou concentrações abaixo da faixa típica com média de 15,0 mg.L^{-1} .

Em relação à carga da matéria orgânica, o esgoto bruto da ETE Trindade pode ser classificado como médio. De acordo com Jordão e Pessoa (1995), o esgoto é classificado como médio quando apresenta DBO entre 100 e 300 mg.L^{-1} . Segundo estes mesmos autores, PT e NH_4 estiveram na faixa caracterizada como fraco (10 e 20 mg.L^{-1} , respectivamente). O nitrato esteve bem acima da faixa caracterizada como forte (0,4 mg.L^{-1}).

A concentração de DQO esteve na faixa típica dos esgotos sanitários durante todo o período analisado, que varia de 450 a 800 mg.L^{-1} (VON SPERLING, 2005), com exceção de nov/10 e dez/10, pois são os meses com maiores níveis de precipitação. Segundo a classificação do mesmo autor, as concentrações do SST, SSF e SSV estiveram abaixo da faixa considerada típica para esgotos sanitários que varia de 350, 80 e 320 mg.L^{-1} , pois apresentaram uma média de 168, 27 e 141 mg.L^{-1} , respectivamente, entretanto a diluição do afluente bruto pode ter interferido no resultado das amostras. O pH esteve dentro da faixa típica mais comum dos esgotos sanitários, que varia de 6,7 a 8,0.

5.6-Efluente da lagoa anaeróbia (ANA)

A temperatura do efluente da lagoa anaeróbia foi maior em out/10 e dez/10 (27,5 e 27,3°C, respectivamente) e menor em set/10 e mai/11 (25,2 e 24,7°C, respectivamente). O OD variou entre 0,12 mg.L^{-1} (out/10) a 0,26 mg.L^{-1} (set/10). O pH variou entre 6,8 (set/10) a 7,2 (dez/10). Na Tabela 7 podem ser observadas outras características do efluente da ANA.

Tabela 7-Composição do efluente da lagoa anaeróbia da ETE Trindade, no período de estudo.

	SET/10	OUT/10	NOV/10	DEZ/10	ABR/11	MAI/11	Média
Horário	08:32	08:55	08:52	08:40	08:43	08:41	
Temp (°C)	25,2	27,5	26,7	27,3	25,9	24,7	26,2
OD (mg.L^{-1})	0,26	0,12	0,15	0,18	0,16	0,21	0,18
pH	6,8	7,0	7,1	7,2	7,0	7,0	7,0
CND ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1424,0	1102,0	776,4	936,3	1068,0	1085,0	1065,3

continua...

Tabela 7-(Continuação). Composição do efluente da lagoa anaeróbia da ETE Trindade, no período de estudo.

	SET/10	OUT/10	NOV/10	DEZ/10	ABR/11	MAI/11	Média
SST (mg.L ⁻¹)	160,0	100,0	99,0	80,0	-	84,0	104,6
SSF (mg.L ⁻¹)	15,7	6,0	12,0	5,0	-	11,0	9,9
SSV (mg.L ⁻¹)	144,3	94,0	87,0	75,0	-	73,0	94,7
DBO (mg.L ⁻¹)	168,0	208,7	144,6	84,0	154,2	279,6	173,4
DQO (mg.L ⁻¹)	586,7	515,3	346,6	360,0	374,0	475,0	442,9
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	15,3	19,3	10,8	14,3	16,4	16,5	15,4
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	-	2,31	1,73	1,43	1,83	2,33	1,93
PT (mg.L ⁻¹)	7,3	6,4	4,9	4,7	5,6	6,4	5,9
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	3,0	2,7	2,3	2,6	4,3	4,2	3,2

Os valores de CND, PO₄⁻³ e DQO foram diminuindo de acordo com o aumento da precipitação, com exceção de dezembro que houve um pequeno aumento em relação a novembro. Este aumento pode estar relacionado com a formação de uma camada de sólidos na margem da lagoa. Os valores de SST, SSV, NO₃ e PT, foram maiores nos meses de setembro e outubro e menores em novembro e dezembro, provavelmente por razão da diluição exercida pela contribuição de águas pluviais na rede de esgoto. Os valores de SSF e NH₄⁺ responderam de forma diferente a diluição exercida pela precipitação e oscilaram para mais ou para menos nos meses de coleta (Tabela 7).

As concentrações da DBO diminuíram periodicamente (168,0, 144,6, e 84,0 mg.L⁻¹) com exceção de outubro (208,7 mg.L⁻¹) que houve um pequeno aumento em relação a setembro (168,0 mg.L⁻¹). Este aumento está provavelmente relacionado com as primeiras chuvas que carregou a maioria das partículas para lagoa. No início do período seco (abril e maio de 2011) a concentração volta a aumentar (154,2 e 279,6 mg.L⁻¹) (Tabela 7).

5.7-Efluente da lagoa facultativa (FAC)

Assim como a lagoa anaeróbia, a lagoa facultativa também sofreu variações por conta da precipitação e possivelmente por conta das águas pluviais clandestinas. Foi observado que as concentrações de OD foram abaixo de 2,00 mg.L⁻¹ com exceção de out/10 e mai/11 (5,83 e 5,03 mg.L⁻¹, respectivamente) (Tabela 8).

A temperatura foi menor em mai/11 (23,1°C) e maior em out/10 (27,2°C). O pH desta lagoa manteve-se praticamente neutro durante o período estudado, 7,1 (set/10) a 7,8

(out/10). Em relação às outras variáveis foi possível perceber que as concentrações foram maiores na estação de seca, e menores na estação chuvosa.

Tabela 8-Composição do efluente da lagoa facultativa da ETE Trindade, no período de estudo.

	SET/10	OUT/10	NOV/10	DEZ/10	ABR/11	MAI/11	Média
Horário	08:42	09:08	09:01	08:49	08:52	08:49	8:56
Temp (°C)	24,5	27,2	26,6	27,1	25,6	23,1	25,7
OD (mg.L ⁻¹)	1,82	5,83	0,62	0,41	0,24	5,03	2,32
pH	7,10	7,8	7,5	7,5	7,3	7,5	7,5
CND (µS.cm ⁻¹)	1333,0	1049,0	749,2	853,0	1008	942,1	989,0
SST (mg.L ⁻¹)	154,0	210,0	162,7	119,0	-	195,0	168,1
SSF (mg.L ⁻¹)	10,0	16,0	14,7	9,0	-	13,0	12,5
SSV (mg.L ⁻¹)	144,0	194,0	148,0	110,0	-	182,0	155,6
DBO (mg.L ⁻¹)	25,8	44,7	43,8	27,6	38,8	91,5	45,4
DQO (mg.L ⁻¹)	495,3	487,0	362,0	279,3	309	426	393,1
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	11,4	10,2	7,0	8,7	10,2	11,8	9,9
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	-	1,17	1,07	0,94	0,96	1,17	1,06
PT (mg.L ⁻¹)	5,3	5,0	4,0	3,9	5,0	5,3	4,7
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	0,7	0,4	1,7	1,9	2,8	2,7	1,7
Cla (µg.L ⁻¹)	561,09	511,28	1487,57	1662,68	1351,62	2802,67	1396,15

A maior concentração de clorofila *a* foi registrada em mai/11 (2802,67 µg.L⁻¹) e menor em out/10 (511,28 µg.L⁻¹). Segundo Reynolds (2006), as cianobactérias contribuem menos com a clorofila *a*, em relação às diatomáceas, Chlorophyta e especialmente com as Euglenophyta. Entretanto, nos meses com maior valor de clorofila *a* pode ter existido florações de Chlorophyta e de seres euglenóides por possuírem biovolumes maiores, com isso a clorofila aumenta.

Assim como a lagoa anaeróbia, a lagoa facultativa também sofreu variações por conta da precipitação. A variável que mais se destacou nesta lagoa foi o oxigênio dissolvido que se manteve abaixo de 1 mg.L⁻¹ durante três meses. Provavelmente as altas taxas de clorofila *a* (biomassa algal) proporcionou este resultado causando efeitos negativos no balanço do oxigênio: a noite estas algas respiram consumindo grande quantidade do oxigênio dissolvido, e as algas que morrem também consomem oxigênio na própria deterioração feita pelas bactérias (FRIEDLER; JUANICO; SHELEF, 2003).

Altos valores de CND são comuns em lagoas de estabilização por conta da estabilização da matéria orgânica que libera substâncias inorgânicas responsáveis por elevar a condutividade elétrica da água (GOMES, 2002). Os valores encontrados no módulo A da ETE Trindade variaram de $1424 \mu\text{S.cm}^{-1}$ na lagoa anaeróbia (set/10) a $335,3 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no afluente bruto (nov/10).

Granado (2004) registrou valores semelhantes de ortofosfato na ETE de Novo Horizonte (SP), sendo o valor máximo encontrado de $2,97 \text{ mg.L}^{-1}$.

Von Sperling e Oliveira (2009) estudaram a qualidade de 166 ETEs, dentre elas estão as do modelo australiano, com uma lagoa anaeróbia e uma facultativa. Os valores que estes autores encontraram pra este sistema variaram, respectivamente, entre 54 a 133 mg.L^{-1} para DBO, 213 a 421 mg.L^{-1} para DQO, 80 a 236 mg.L^{-1} para SST, 4 a 8 mg.L^{-1} para PT. A lagoa facultativa do módulo A da ETE Trindade está lançando em média $45,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de DBO, abaixo da faixa que os autores supracitados, já as variáveis DQO, SST e PT se encaixam dentro desta faixa. Isso demonstra que a ETE possui um bom funcionamento em relação a remoção da DBO.

5.8-Efluente da lagoa de maturação (MAT)

A temperatura foi menor em mai/11 ($22,8^{\circ}\text{C}$) e maior em out/10 ($27,6^{\circ}\text{C}$). O pH desta lagoa manteve-se praticamente neutro (com exceção de out/10- 8,1); porém, com uma média maior (7,7) que da lagoa facultativa (7,5) (Tabela 9).

Tabela 9-Composição do efluente da lagoa de maturação. (-) sem dados.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Horário	08:50	09:13	09:16	08:56	09:04	08:57	
Temp ($^{\circ}\text{C}$)	23,6	27,6	26,1	26,6	25,3	22,8	25,3
OD (mg.L^{-1})	7,6	13,6	3,14	5,39	1,10	7,10	6,32
pH	7,4	8,1	7,7	7,8	7,5	7,9	7,7
CND (mS.cm^{-1})	1353	1079	738,5	770,8	861,8	949,2	958,7
SS (mg.L^{-1})	183,5	166,0	142,7	111,0	-	74,0	135,4
SSF (mg.L^{-1})	15,3	16,0	13,3	7,0	-	9,5	12,22
SSV (mg.L^{-1})	168,2	150,0	129,3	104,0	-	64,5	123,2
DBO (mg.L^{-1})	21	38,1	26,3	24,0	22,95	54,8	31,2
DQO (mg.L^{-1})	416,3	377,7	313,0	265,3	231,0	288,0	315,2

continua...

Tabela 9-(Continuação).Composição do efluente da lagoa de maturação. (-) sem dados.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	13,2	10,0	5,4	6,6	9,8	11,0	9,3
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	-	0,92	1,08	0,77	0,65	0,87	0,86
PT (mg.L ⁻¹)	4,0	3,4	2,8	2,6	4,3	3,7	3,5
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	0,5	0,3	0,3	1,5	2,3	1,2	1,0
Cla (µg.L ⁻¹)	1285,33	313,43	1803,78	2567,8	1094,7	953,57	1336,43

A concentração de oxigênio dissolvido variou de 1,10 (abr/11) a 13,6 mg.L⁻¹ (out/10) e obteve uma média de 6,32 mg.L⁻¹, que foi bem maior que a lagoa facultativa (2,32 mg.L⁻¹), porém a lagoa facultativa possui uma média de clorofila *a* (1396,15 µg.L⁻¹) maior que a da lagoa de maturação (1336,43 µg.L⁻¹).

Foi registrado em out/10 a menor concentração de clorofila *a* e a maior concentração de oxigênio dissolvido. Isso pode ser justificado pela diminuição da zona eufótica, da radiação solar, da velocidade dos ventos, pelo maior TDH, e também pelo efeito de diluição exercido pelas chuvas, que segundo Kalff (2002) interferem de forma negativa na taxa de crescimento do fitoplâncton, pois afeta na realização da fotossíntese. Este mesmo autor comenta que o aumento do TDH pode favorecer o crescimento dos cladóceros, que são predadores do fitoplâncton.

As concentrações da DQO registradas na saída da lagoa de maturação foi maior em set/10 (416,3 mg.L⁻¹) e a menor em abr/11 (231,0 mg.L⁻¹) (Tabela 9). Em out/10 e mai/11 quando foram registrados os maiores valores de pH (8,1 e 7,9) também registrou-se as maiores concentrações de DBO (38,1 e 54,8 mg.L⁻¹).

Os valores de DQO esteve acima da faixa típica, que varia de 100 a 180 mg.L⁻¹ para sistemas de tratamento do tipo Australiano sem aeração, e a DBO encontra-se abaixo da faixa, que varia de 40-70 mg.L⁻¹ (VON SPERLING, 2002).

A variação do pH pode estar relacionada com a oxidação da matéria orgânica ($r=0,68$). Em out/10 e mai/11 quando foram registrados os maiores valores de pH (8,1 e 7,9) também presenciou as maiores concentrações de DBO (38,1 e 54,8 mg.L⁻¹). Botelho, Von Sperling e Chernicharo (1997) também encontraram resultados semelhantes na lagoa de maturação da ETE Nova Vista (MG). Estes mesmos autores também verificaram resultados de OD semelhantes ao da ETE Trindade que variaram de 1,10 (abr/11) a 13,6 mg.L⁻¹ (out/10), já o da ETE Nova Vista variaram de 0,0 a 17,3 mg.L⁻¹, no período da manhã.

A menor concentração de clorofila *a* na lagoa de maturação foi registrada em out/10 (313,43 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e também os maiores valores de pH (8,1) e OD (13,6 mg.L^{-1}). Este processo pode estar relacionado com a fotossíntese e a temperatura da água (27,6 °C), pois para a produção de oxigênio as algas consomem dióxido de carbono do meio, que geralmente está na forma de íon bicarbonato (HCO_3^-) devido ao pH ($> 7,5$), e libera oxigênio, com isso o pH se eleva, entretanto, com o aumento da temperatura da água o metabolismo das algas ficou mais acelerado e essa etapa ocorreu mais rapidamente (KALFF, 2002; REYNOLDS, 2006).

Em uma lagoa de maturação a assimilação da amônia pelas algas é pouco importante caso deseje atingir elevados percentuais de remoção (VON SPERLING, 2002). Esta remoção é feita principalmente pelos altos valores de pH (geralmente > 9), por volatilização da amônia. Durante o estudo não foram registrados tais valores de pH, o que indica que a lagoa de maturação removeu amônia, principalmente, pela assimilação com as algas e com a conversão em nitrato. Este processo pode ser observado na Figura 11, quando a lagoa de maturação removeu menos amônia (out/10, abr/11 e mai/11) e houve maior remoção de nitrato. Picot et al. (1992) salienta que a redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal na superfície das lagoas de estabilização está relacionada com a assimilação da NH_4^+ pelo fitoplâncton.

Considerando que a característica do efluente lançado no córrego receptor (córrego Barro Preto é de classe 2) é o mesmo que sai da lagoa de maturação do módulo A, e de acordo com a Resolução nº357/05 (CONAMA, 2008) e o decreto nº1.745/79 (GOIÁS, 1979) o efluente se enquadra em quase todas as características estabelecidas pelas normas. As variáveis PT, NH_4^+ e Cla estiveram muito acima dos limites estabelecidos para qualidade da água do corpo receptor (0,05 mg.L^{-1} , 20,0 mg.L^{-1} e 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente). Apenas em nov/10 e abr/11 o OD esteve abaixo dos limites estabelecidos ($>5,0 \text{ mg.L}^{-1}$). De acordo com a resolução nº 430/11 (BRASIL, 2011) a concentração de DBO a ser lançada pode ter no máximo de 120 mg.L^{-1} , ou o sistema deve apresentar 60% de eficiência de remoção. A ETE de Trindade se encaixa em ambas as possibilidades.

5.9-Eficiência do módulo A e das lagoas de estabilização

O desempenho e a eficiência de qualquer lagoa de estabilização podem ser avaliados pela quantidade da DBO resultante no efluente (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Os meses com maior eficiência de remoção foram resultantes do período de seca, quando o efluente foi mais concentrado, mantendo a vazão do projeto e o tempo de detenção hidráulico adequado. Durante o período de seca, o módulo A apresentou, em média, maior

eficiência de remoção da DBO (90%) e do PO_4 (67%) e menor eficiência de remoção da NH_4 (42%), entretanto no período chuvoso, a maior eficiência de remoção foi de NO_3 (69%) e DBO (78%), e a menor foi de DQO (10%) e PT (19%). Não houve remoção de SST e SSV no período chuvoso. Em média, o sistema apresentou melhor eficiência de remoção da DBO e pior da NH_4 e DQO (Tabela 10).

Tabela 10-Eficiência de remoção do módulo A durante o período de estudo.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média	Von Sperling (2002)
SST (%)	40	*	*	*	-	69	55	73-83
SSF (%)	58	24	52	38	-	75	49	-
SSV (%)	38	*	*	*	-	68	53	-
DBO (%)	92	84	76	74	88	89	84	80-85
DQO (%)	44	29	*	*	52	53	45	70-83
NH_4 (%)	27	42	*	19	48	51	37	50-70
NO_3 (%)	-	58	68	80	61	63	66	-
PT (%)	60	56	*	*	44	58	55	25-50
PO_4 (%)	83	90	80	8	43	74	63	-

*Não houve eficiência de remoção ou foi negativa.- sem dados.

Dentro dos limites estabelecidos pelo Von Sperling (2002) apenas PT e DBO estiverem dentro da faixa, e NH_4 , DQO e SST estiveram abaixo da faixa. Mota e Von Sperling (2009) explicam testes com lagoas de 0,5 e 1,0 m de profundidades e sugerem lagoas de maturação bastantes rasas para ter melhor desempenho na remoção de amônia.

O módulo A apresentou uma média de remoção de DQO de 45%, e Silva et al. (2009) analisaram quatro lagoas de estabilização no Estado de Goiás, sendo duas do tipo australiana que apresentaram eficiência de remoção de DQO variando de 54 a 55% e duas do tipo aerada, que apresentaram eficiência variando de 52 a 64%, ou seja, ambas também estavam fora da faixa de típica sugerida por Von Sperling (2002), que varia de 73 a 83%.

Em setembro e outubro a lagoa anaeróbia foi mais eficiente na remoção de PT (28,2 e 15,4%), DBO (36,0 e 14,9%) e SST (47,8 e 37,5%). No período chuvoso, a lagoa removeu apenas NO_3 (48,3 e 62,6%) e SSF (57,1 e 55,8%) (Figura 11). A lagoa facultativa, em setembro e outubro, apresentou boa eficiência na remoção de PO_4 (75,5 e 87,0%) e DBO (84,6 e 78,6%) em relação às outras variáveis analisadas. Em novembro e dezembro, a lagoa removeu mais NH_4 (35,8 e 38,8%) e DBO (69,7 e 67,1%) (Figura 11).

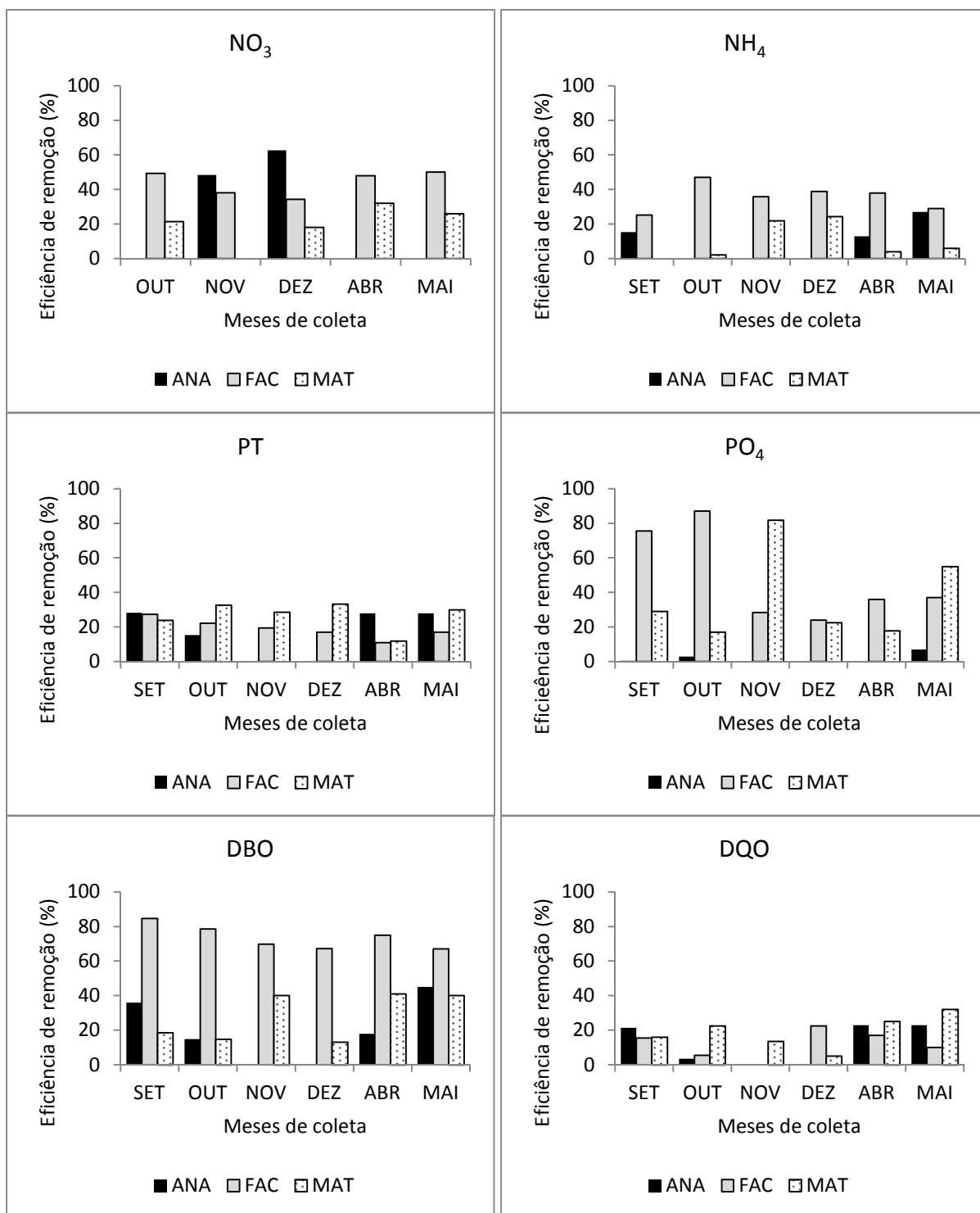


Figura 11 - Eficiência de remoção (%) da lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação, durante o período estudado.

Segundo Metcalf e Eddy (1985), as lagoas anaeróbias podem atingir eficiência de remoção de DBO superior a 70%. Em nenhum momento foi registrado tal eficiência na lagoa anaeróbia durante o período estudado, entretanto a lagoa foi dimensionada para ter eficiência de 50%, o que também não ocorreu, porém a diluição do afluente bruto pela precipitação e o horário da coleta podem justificar este resultado.

Pode-se perceber, também, que a lagoa facultativa apresentou melhor eficiência na remoção de DBO em relação a lagoa anaeróbia, o que não é comum. Isto pode ter acontecido pela combinação da lagoa facultativa ter apresentado profundidade maior daquela utilizada no projeto e por ter OD baixo, funcionando como se fosse lagoa anaeróbia. Esta lagoa removeu também mais NH_4^+ . Pano e Middlebrooks (1982) comentam que a remoção de amônia na lagoa facultativa está relacionada com a temperatura, pH, tempo de detenção e biomassa algal, assim como altas concentrações de nitrato podem estar ligadas a remoção de amônia.

Em setembro a lagoa de maturação removeu apenas PO_4 (29,1%), PT (24,0%), DBO (18,6%) e DQO (15,9%); já em outubro, a lagoa foi mais eficiente na remoção de NO_3 , DQO, SST e SSV com 21,3, 22,4, 20,9 e 22,6% respectivamente. Em novembro a lagoa foi mais eficiente na remoção de PO_4 (81,9%), PT (28,7%), NH_4 (21,9%) e DBO (40,1%), em dezembro estes parâmetros também se destacaram, com exceção da DBO (Figura 11).

Em relação à SSF e SSV, a lagoa facultativa aumentou a fração orgânica devido aos organismos fitoplancônicos, exceto em dezembro. As maiores porcentagens de sólidos suspensos voláteis foram obtidas no efluente da lagoa anaeróbia (93,7%), em dezembro, e no efluente da lagoa facultativa (93,5%), em setembro. A menor porcentagem foi registrada no afluente bruto (64,5%), em novembro. A maior porcentagem da fração inorgânica foi registrada no afluente bruto, em novembro (Figura 11).

A baixa eficiência de remoção de sólidos na lagoa facultativa pode estar ligada ao crescimento intensivo das algas devido à alta disponibilidade de nutrientes, tanto é que a maior remoção de nitrato, amônia e ortofosfato foram realizadas na lagoa facultativa. Resultados semelhantes têm sido encontrados por Pearson, Mara e Arridge (1995). A lagoa facultativa apresentou maior média de clorofila *a* do que a maturação, porém de acordo com Varón (2003) a concentração de clorofila *a* em lagoas facultativas dependem da carga orgânica e temperatura, e variam de 500 a 2000 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Então a lagoa facultativa está com a concentração de clorofila *a* dentro do limite.

Das lagoas estudadas, a lagoa anaeróbia foi mais eficiente na remoção de SST, SSF e SSV (30, 48 e 22%), a lagoa facultativa na remoção de NO_3 , NH_4 , PO_4 e DBO (44, 36, 48 e 74%), e a lagoa de maturação na remoção de PT e DQO (27 e 19%) (Tabela 11).

Tabela 11-Valores médios da eficiência de remoção (%) registrados na lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.

Lagoa	NO ₃	NH ₄	PT	PO ₄	DBO	DQO	SST	SSF	SSV
Anaeróbia	22	09	17	02	19	12	30	48	22
Facultativa	44	36	19	48	74	12	01	12	00
Maturação	19	10	27	37	28	19	20	12	21

5.10-Análise de Componentes Principais (ACP) com os dados de AFB, ANA, FAC e MAT

A Análise de Componentes Principais (ACP) indicou que existiram agrupamentos entre o afluente bruto e a lagoa anaeróbia (grupo I), e entre a lagoa facultativa e a de maturação (grupo II), ou seja, houve variação espacial. É notável também que o afluente bruto em nov/10 e dez/10 formou um grupo separado (grupo III), isto porque nestes meses o AFB sofreu diluição bastante significativa caracterizando-o como se fosse outro ambiente. O grupo I foi influenciado pelos valores de PO₄⁻³, DBO, NH₄⁺, PT e DQO, porém, o grupo II foi influenciado pela Cla, pH, e OD (Figura 12). Estes parâmetros foram separados justamente por causa da concentração, uma vez que no afluente bruto e na lagoa anaeróbia encontraram-se as maiores concentrações de nutrientes, DBO e DQO; e na lagoa facultativa e de maturação encontraram-se as maiores concentrações de OD, Cla e pH, caracterizando o processo gradativo de tratamento do esgoto em lagoas de estabilização do tipo australiano.

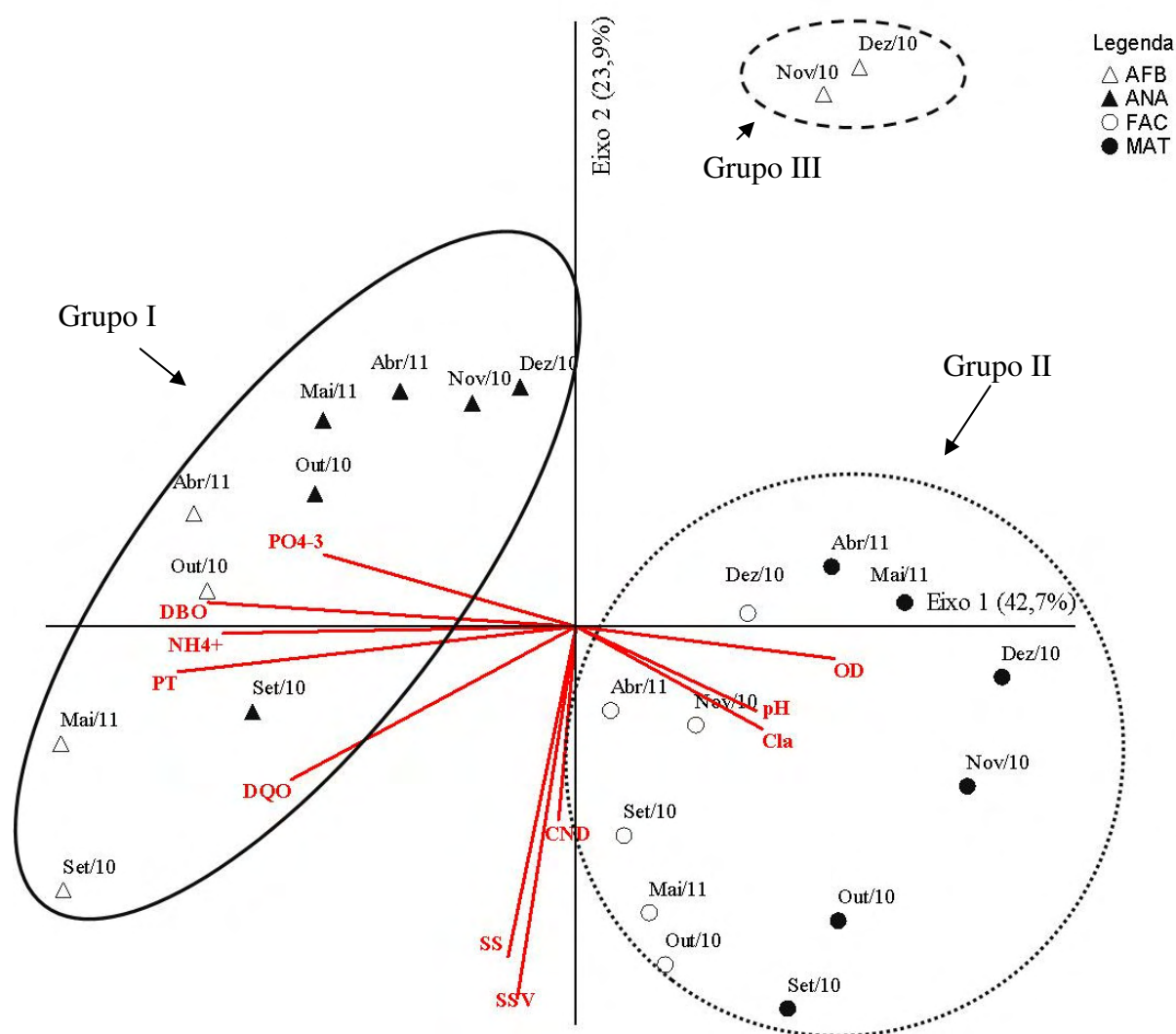


Figura 12-Escores derivados da ACP aplicados aos dados ambientais. Os códigos são: CND - Condutividade elétrica; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; Cla – clorofila *a*; SS – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; OD - Oxigênio Dissolvido; pH - potencial hidrogeniônico; PO_4^{-3} - Ortofosfato; PT - Fósforo Total; NH_4^+ - Amônia.

A ACP evidenciou a correlação inversa entre os nutrientes PO_4^{-3} , PT, NH_4^+ e as variáveis OD, pH e Cla. Porém, a comunidade fitoplanctônica foi responsável pelo aumento do OD e consequentemente do pH pelo processo provocado pela a fotossíntese e também pela redução dos nutrientes que são consumidos nos processo metabólicos das algas. Miwa, Freire e Calijuri (2007) também encontraram correlação inversa entre nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização da ETE Cajati.

De acordo com a Tabela 12 os dois primeiros componentes principais explicaram 66,6% da variabilidade total dos dados, sendo que as variáveis que correlacionaram com o

primeiro eixo 1 foram: OD, pH, PO_4^{-3} , PT, NH_4^+ , DQO, Cla e SST; e com o eixo 2: CND, DBO, SST e SSV.

Tabela 12-Explicabilidade dos eixos e correlação das variáveis limnológicas obtidas durante período estudado no módulo A, com os dois primeiros componentes principais. Em negritos estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
Explicabilidade		
Autovalores	5,98	3,34
% de Variância	42,7	23,9
Broken-Stick	3,25	2,25
Variáveis	Autovetores	Autovetores
Temperatura	-0,3558	0,1475
Oxigênio dissolvido	0,7404	-0,2586
pH	0,6167	-0,4209
Condutividade	-0,1879	-0,6390
Ortofosfato	-0,7308	0,3922
Fósforo Total	-0,9195	-0,3084
Amônia	-0,8656	-0,1163
Demanda Química de Oxigênio	-0,7773	-0,5703
Clorofila <i>a</i>	0,6298	-0,4649
Sólidos Suspensos Totais	-0,9055	-0,8374
SSF	-0,4252	-0,2088
SSV	-0,3544	-0,8881
DBO	-0,8834	0,2269

5.11-Verificação estatística das médias dos perfis verticais e horizontais da lagoa facultativa e de maturação através do teste T

De acordo com o teste T todas as variáveis físicas foram significativamente semelhantes no perfil horizontal, com exceção do pH na lagoa de maturação. E algumas foram significativamente diferentes no perfil vertical (Tabela 13).

Tabela 13-Teste T das médias das variáveis físicas em relação ao perfil horizontal e vertical da lagoa facultativa e de maturação ($p=0,05$). Os resultados em negrito apresentaram diferenças significativas.

	Pontos	Temp	OD	pH	CND	SST	SSV	SSF
Lagoa Facultativa	Perfil Horizontal	F1xF2	0,308	0,093	0,924	0,507	0,979	0,944
		F1xF3	0,164	0,353	0,507	0,731	0,528	0,473
		F2xF3	0,441	0,857	0,602	0,395	0,261	0,181
	Perfil Vertical	SxM	0,040	0,056	0,293	0,116	0,035	0,034
		SxF	0,039	0,054	0,117	0,018	0,089	0,090
		MxF	0,059	0,445	0,069	0,013	0,331	0,390

continua...

Tabela 13(Continuação).Teste T das médias das variáveis físicas em relação ao perfil horizontal e vertical da lagoa facultativa e de maturação ($p=0,05$).Os resultados em negrito apresentaram diferenças significativas.

Lagoa de maturação	Perfil Horizontal	Pontos	Temp	OD	pH	CND	SST	SSV	SSF
		M1xM2	0,281	0,503	0,001	0,571	0,050	0,058	0,763
	Perfil Vertical	SxM	0,07609	0,047	0,607	0,638	0,294	0,152	0,072
		SxF	0,01854	0,031	0,415	0,191	0,158	0,164	0,155
		MxF	0,01908	0,016	0,135	0,431	0,170	0,233	0,004

Na Tabela 14 foi observado que todas as variáveis químicas e biológicas na lagoa facultativa foram significativamente semelhantes no perfil horizontal, com exceção do PT (F1xF2) e no perfil vertical com exceção da NH_4^+ (MxF). O perfil horizontal na lagoa de maturação apresentou semelhança significativa de todas as variáveis químicas. No perfil vertical, apenas PO_4^{3-} e DQO apresentaram diferença significativa.

Tabela 14-Teste T das médias das variáveis químicas e biológicas em relação ao perfil horizontal e vertical da lagoa facultativa e de maturação ($p=0,05$). Os resultados em negrito apresentaram diferenças significativas.

Lagoa Facultativa	Perfil Horizontal	Pontos	PT	PO ₄ ⁻³	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	DQO	Cla	Feo
		F1xF2	0,006	0,258	0,865	0,487	0,394	0,672	0,081
		F1xF3	0,027	0,120	0,273	0,710	0,449	0,440	0,073
	Perfil Vertical	F2xF3	0,992	0,607	0,380	0,523	0,705	0,662	0,165
		SxM	0,233	0,365	0,100	0,627	0,067	0,352	0,708
		SxF	0,557	0,124	0,446	0,067	0,164	0,559	0,293
Lagoa de maturação	Perfil Horizontal	MxF	0,478	0,115	0,464	0,006	0,215	0,698	0,279
		M1xM2	0,770	0,898	0,394	0,424	0,283	0,224	0,873
		Perfil Vertical	SxM	0,354	0,027	0,516	0,089	0,368	0,178
	SxF		0,863	0,794	0,082	0,215	0,081	0,127	0,838
	MxF		0,158	0,226	0,341	0,927	0,012	0,367	0,231

Conclui-se então através das análises de teste T que é estatisticamente possível fazer os gráficos de perfis horizontal das médias das variáveis físico-químicas e biológicas da lagoa facultativa e de maturação, já que o valor de p calculado foi maior que o nível de significância adotado (0,05) na maioria das variáveis. Entretanto, optou-se por fazer os

gráficos dos perfis da lagoa facultativa e de maturação adotando-se as médias dos pontos horizontais.

5.12-Perfil vertical da lagoa facultativa

Kellner, Moreira e Piris (2009) fizeram um estudo com Rodamina B em lagoas de estabilização e observaram que com o aquecimento das camadas líquidas mais profundas ocorreu a formação de correntes de densidade, que transportaram a massa do traçador (Rodamina B) para as camadas superiores, aumentando assim, a concentração do traçador.

Von Sperling (2002) discute que maior TDH pode influenciar na concentração de biomassa algal, porém, na lagoa facultativa da ETE de Trindade o maior tempo de detenção hidráulico não coincidiu com a maior concentração de clorofila *a* ($r = -0,70$, $n=6$, $p=0,124$). Entretanto, o TDH teve correlação com eficiência de remoção de amônia ($r=0,60$, $n=6$, $p=0,208$) e ortofosfato ($r=0,70$, $n=6$, $p=0,121$).

De acordo com a Figura 13, os valores de temperatura variaram na coluna d'água e também durante os meses, sendo que, o maior valor registrado na superfície, foi em out/10 (28,2°C) e o menor valor foi em mai/11 (24,2°C). A temperatura variou, no meio e no fundo, de 27,4 (dez/10-M;F) a 23,1°C (mai/11-F). Os valores de OD registrados na lagoa facultativa aumentaram com o início das chuvas (out/10 e nov/10) e diminuiu no auge das chuvas (dez/10), em seguida, começaram a aumentar no início da estação seca (abr/11 e mai/11). O maior valor de OD foi registrado em mai/11-S e o menor em out/10-F e dez/10-M;F (10,3 e 0,1 mg.L⁻¹, respectivamente).