

LUNA GRIPP SIMÕES ALVES

**A INTERFERÊNCIA DE DIFERENTES NÍVEIS DE RADIAÇÃO SOLAR NO
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ALTA TAXA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA

MINAS GERAIS – BRASIL

2012

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

A474i
2012

Alves, Luna Gripp Simões, 1987-

A interferência de diferentes níveis de radiação solar no
tratamento de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa / Luna
Gripp Simões Alves. – Viçosa, MG, 2012.

vii, 50f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Maria Lúcia Calijuri

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Água residuais - Purificação - Tratamento biológico.
 2. Esgotos. 3. Radiação. 4. Microalga. 5. Lagoas.
- I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

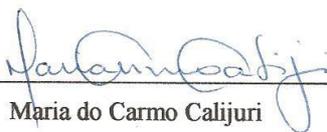
CDD 22. ed. 628.162

LUNA GRIPP SIMÕES ALVES

**A INTERFERÊNCIA DE DIFERENTES NÍVEIS DE RADIAÇÃO SOLAR NO
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ALTA TAXA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 29 de fevereiro de 2012.



Maria do Carmo Calijuri



Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Coorientador)



Maria Lúcia Calijuri

(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus pais, e toda a minha família, por terem me transmitido os maiores valores que se pode ter e por terem me presenteado com o bem mais importante: a educação;

Aos amigos, por terem tornado o caminho sempre tão prazeroso;

Às meninas do Cublício, por todo o apoio e por transformarem a rotina em momentos de alegria;

Ao Lucas, pelo auxílio nas análises estatísticas, nas traduções, e principalmente pela companhia constante nesses últimos meses de trabalho;

Aos amigos do SIGEO, pela convivência agradável e por todo o conhecimento compartilhado;

Aos funcionários e também amigos do LESA, pela disponibilidade, boa vontade e por ajudarem a tornar esse trabalho real;

À orientadora Maria Lúcia Calijuri pela orientação e por todas as oportunidades a mim concedidas;

Aos membros da banca, Maria do Carmo Calijuri e Rafael Kopschitz Bastos, pela inestimável contribuição;

À CAPES pelo fornecimento da bolsa de mestrado;

Ao CNPq e à SECTES pelo financiamento do projeto;

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela viabilização da realização desse meu sonho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	1
Considerações preliminares	1
A utilização de microalgas.....	4
Microalgas e o tratamento de esgoto.....	8
A integração entre tratamento de esgoto e produção de biomassa	15
INTRODUÇÃO	19
MATERIAL E MÉTODOS.....	21
Sistema experimental	21
Variação da radiação solar.....	23
Monitoramento.....	23
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	25
Caracterização do afluente.....	25
Funcionamento das LATs.....	26
Controle de pH e características físicas.....	28
Nitrogênio	32
Fósforo.....	36
Coliformes totais e E. coli	38
CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS.....	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Efeito da intensidade luminosa na taxa de crescimento específica das algas	17
Figura 2. Esquema ilustrativo do sistema operacional.....	
Figura 3. Dimensões padrões da Lagoas de Alta Taxa experimentais	23
Figura 4. Lagoas de alta taxa experimentais. A: LAT1 -Testemunha (sem cobertura); B: LAT2 - Sombrite 30%; C: LAT3 - Plástico Transparente; D: LAT4 - Sombrite 70%.....	23
Figura 5. RFA ao longo dos eventos de coleta (médias dos valores obtidos entre 08:00 e 16:00 horas). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.....	27
Figura 6. RFA incidente às LATs (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	28
Figura 7. Temperatura média diária do afluente e efluente das LATS (°C) (mínimo, 1º quartil, média, 3º quartil e máximo). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	28
Figura 8. Temperatura no efluente das LATs (°C) (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.....	28
Figura 9. pH médio diário do afluente e efluente das LATS (mínimo, 1º quartil, média, 3º quartil e máximo). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38. ...	30
Figura 10. pH no efluente das LATs (°C) (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	30
Figura 11. OD médio diário do afluente e efluente das LATS (mínimo, 1º quartil, média, 3º quartil e máximo). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.....	30
Figura 12. OD no efluente das LATs (°C) (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	30
Figura 13. Concentrações de nitrato (N-NO ₃), nitrogênio orgânico (N-Norg) e nitrogênio amoniacal (N-NH ₃) no afluente e nos efluentes das LATs. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	34
Figura 14. Concentrações de fósforo solúvel e insolúvel no afluente e nos efluentes das LATs. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	37
Figura 15. Radiação incidente e radiação subaquática nas LATs, concentração de SST e OD no efluente das LATs e números de logs removidos de coliformes totais. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	39
Figura 16. Radiação incidente e radiação subaquática nas LATs, concentração de SST e OD no efluente das LATs e números de logs removidos de <i>E. coli</i> . Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização do efluente do reator UASB. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	26
Tabela 2. DQO, SSV e clorofila nos efluentes das LATs (média±DP). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.	31
Tabela 3. Concentração das formas de nitrogênio (média ± DP) nos efluentes das LATs e respectivas eficiências de remoção, n=38.....	33
Tabela 4. Concentrações de fósforo total e solúvel (média ± DP) no afluente e nos efluentes das LATs e respectivas eficiências de remoção (n=38).....	36
Tabela 5. Concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> no afluente e nos efluentes das LATs e respectivos números de logs removidos (n=31)	38

RESUMO

ALVES, Luna Gripp Simões, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2012. **A interferência de diferentes níveis de radiação solar no tratamento de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa.** Orientador: Maria Lúcia Calijuri. Coorientadores: Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Antônio Galvão do Nascimento.

A integração dos processos de tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa (LATs) e cultivo de microalgas com vistas à produção de biomassa tem sido amplamente discutida, como forma de reduzir os custos associados a ambos. No entanto, para que tal associação seja de fato viável, ainda é necessário alcançar em campo as produtividades observadas em escala de laboratório. Muitas vezes, essa lacuna se deve ao fato de que, quando as microalgas estão expostas a altas intensidades luminosas, os efeitos de saturação luminosa e fotoinibição podem interferir no seu crescimento. Por outro lado, a radiação solar representa um importante fator na remoção de poluentes nas LATs. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de diferentes níveis de radiação solar na eficiência de pós-tratamento de efluente de reator UASB das LATs, especificamente na remoção de nutrientes e microrganismos indicadores de contaminação. Através da utilização de diferentes formas de cobertura, avaliou-se reduções da ordem de 22, 30 e 60% na Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA) média natural, de 1.920 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. A redução da RFA em 30% propiciou os maiores valores de oxigênio dissolvido, e a redução de 60% resultou em menores valores de pH e temperatura. No que diz respeito à remoção de nitrogênio, a redução de 20% apresentou-se mais eficiente para remoção de NTK e NH_3 . Os diferentes níveis de radiação avaliados apresentaram resultados semelhantes para a remoção de fósforo e microrganismos indicadores. A produtividade observada, de 5,3 a 7,4 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, e as eficiências de remoção de poluentes (45 a 61% para NTK, 58 a 78% para NH_3 , 9 a 16% para P_{total} e de 1,5 a 2,0 logs removidos para coliformes totais e *E.coli*) sugerem a viabilidade da associação entre sistemas de produção de biomassa algal e tratamento de esgoto.

ABSTRACT

ALVES, Luna Gripp Simões, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2012. **The interference of different levels of solar radiation on wastewater treatment in high rate algal ponds.** Adviser: Maria Lúcia Calijuri. Co-Advisers: Rafael Kopschitz Xavier Bastos and Antônio Galvão do Nascimento.

The integration between wastewater treatment in high rate algal ponds (HRAPs) and microalgae culture, aiming biomass production, has been largely discussed, in order to reduce costs associated with both process. Nevertheless, for that association being feasible, it is still necessary reaching in the field the observed productivity in the laboratory scales. In many cases, this lack is due to the fact that when microalgae are exposed to high sunlight rates, sunlight saturation and photoinhibition effects may influence their growth. On the other hand, solar radiation represents an important factor in the pollutants removal on HRAPs. The aim of this work was to evaluate the influence of different levels of solar radiation on the wastewater treatment efficiency of the HRAP, specifically on the removal of nutrients and indicator microorganisms, through the use of different covers in high rate ponds fed with UASB effluent. Reductions of 22, 30 and 60% of the natural Photosynthetically Active Radiation (PAR) ($1.920 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) were assessed. A 30% reduction on the PAR resulted on greatest values of dissolved oxygen, whereas a 60% reduction resulted on smallest values of pH and temperature. Concerning nitrogen removal, the 20% reduction showed to be more efficient for total kjeldahl nitrogen and ammonium removal. The variation on PAR did not influence Phosphorus or indicator microorganisms removal. The observed productivity, from 5,3 to 7,4g.m⁻².d⁻¹, and pollutants removal efficiency (45 to 61% for TKN, 58 to 78% for NH₃, 9 to 16% for total Phosphorus and from 1.5 to 2.0 removed logs for total coliforms and E.coli) support the viability of the association between algal biomass production and wastewater treatment.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Considerações preliminares

Atualmente, cada vez mais se tem reconhecido a importância das questões ambientais em todo o mundo. Nos países desenvolvidos, a universalização do saneamento básico já é considerada uma realidade, enquanto nos países em desenvolvimento existe ainda uma grande lacuna no que diz respeito ao acesso de toda a população. Em grande parte, esse retardo pode ser associado ao escasso volume de investimentos para esse fim e ao insuficiente desenvolvimento tecnológico que dê suporte à adequada aplicação dos recursos, nas condições ambientais locais.

No Brasil, a porcentagem de atendimento à população ainda se mostra aquém do ideal e evidencia a real necessidade de investimentos no setor de saneamento. Ademais, os avanços em termos de abrangência dos serviços de saneamento ainda se mostram tímidos, o que pode ser observado através da comparação entre os dados obtidos nas últimas duas edições da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizadas em 2000 e 2008 (IBGE, 2008).

Desde 2000, nos diversos âmbitos administrativos, o setor de saneamento básico passou por importantes mudanças. No campo legislativo, destacam-se a criação do “Estatuto da Cidade” (Lei nº 10.257/2001) (BRASIL, 2001), e da Lei do “Saneamento Básico”, nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007). Outro ponto importante foi o compromisso assumido pelo Brasil em relação às Metas do Milênio, propostas pela Organização das Nações Unidas, em setembro de 2000. Assim, o país se comprometeu a diminuir pela metade, de 1990 a 2015, a proporção da população sem acesso permanente e sustentável à água potável e ao esgotamento sanitário. Além disso, pode-se citar as criações do Ministério das Cidades, em maio de 2003, e do Programa de Aceleração de Crescimento -

PAC, em janeiro de 2007, com previsão de grandes investimentos em infraestrutura urbana (IBGE, 2008).

No entanto, os dados demonstram que pouco dessas mudanças foram realmente convertidas à universalização do acesso, principalmente em relação ao esgotamento sanitário. Em relação à coleta de esgoto, por exemplo, a porcentagem de municípios brasileiros que apresentavam rede coletora, que em 2000 era de 52,2%, em 2008 passou a 55,2%, o que representa um crescimento de 5,4% em 8 anos. Para o tratamento desse esgoto coletado, apesar do avanço em relação ao número de municípios atendidos ter sofrido aumento a uma maior taxa, de 49,3% entre 2000 e 2008, o que se observa é que a porcentagem atendida, de apenas 28,5%, ainda se encontra insatisfatória se considerado o atual contexto ambiental (IBGE, 2008).

Se analisados os níveis de tratamento, pode-se observar que dos municípios que tratam esgoto, apenas 57,1% apresentam tratamento secundário e 9,0% tratamento terciário. Grande parte do tratamento se dá por unidades de lagoas facultativas, presente em 44,4% dos municípios que apresentam tratamento, lagoas de oxidação (37,3%) e lagoas anaeróbias (28,5%). É importante ressaltar que as estatísticas relacionadas ao tratamento referem-se apenas à existência do serviço no município, sem considerar a extensão da cobertura, a qualidade do atendimento, o número de domicílios atendidos, ou a adequabilidade e eficiência do tratamento (IBGE, 2008).

Sabendo-se da fundamental importância do acesso aos serviços de saneamento e a garantia da qualidade de vida da população e a manutenção de um ambiente saudável, as observações supracitadas evidenciam a real necessidade de investimentos direcionados ao esgotamento sanitário no Brasil.

Tal problemática poderia ser minimizada se as estações de tratamento deixassem de ser vistas como um encargo imposto à administração pública e passassem a ser visualizadas como uma indústria que transforma uma matéria-

prima (esgoto bruto) em um produto final (esgoto tratado) e que, desta forma, os mesmos cuidados e a busca pela otimização devem estar presentes, através, por exemplo, da utilização dos subprodutos (VON SPERLLING e CHERNICHARO, 1996).

Assim, além da conformidade à legislação pertinente, ao espaço físico disponível e às características do afluente, pode ser interessante que a escolha da tecnologia mais adequada à ETE leve em consideração a possibilidade de utilização de recursos. Entre eles o biogás produzido na digestão anaeróbia, o lodo gerado ou a biomassa crescida, desde que observadas as restrições sanitárias para os fins a que serão destinados.

Já existem no Brasil alguns casos pontuais de aproveitamento do gás metano como matriz energética, o que pode tornar a ETE autossustentável em termos de energia. A ETE Ouro Verde, em Foz do Iguaçu é um exemplo, em que o esgoto doméstico produzido por 17,5 mil pessoas é convertido em um sistema com potencial de geração de até 16.000 kWh/ano, que são em parte disponibilizados para a rede pública, já que a produção é superior ao consumo anual da própria ETE, de 816kW.ano⁻¹(SANEPAR, 2010). Em Belo Horizonte, na ETE Arrudas, que apresenta tratamento secundário baseado em um sistema de reator UASB seguido de lodos ativados (SILVA et al., 2007), encontra-se em fase de implantação um sistema de cogeração de energia a partir do biogás gerado na estação.

Os alagados construídos também podem constituir alternativa para o aproveitamento de subprodutos do tratamento de esgoto, haja vista a possibilidade de produção de biomassa observada nesses sistemas (REED et al., 1995). Além do tratamento do esgoto, a produtividade de macrófitas proporcionada pelos alagados construídos, permite que a biomassa seja utilizada na alimentação animal, fabricação de remédios, papel, entre outros (POLPRASERT, 2007).

Outra forma de aproveitamento da biomassa associada ao tratamento de esgoto é a utilização das microalgas crescidas em lagoas de alta taxa. Por sua alta

produtividade de biomassa anual, as microalgas são um recurso biológico que representam uma promissora fonte para o desenvolvimento de novos produtos e aplicações (CHISTI, 2007). Tal biomassa por ser utilizada, por exemplo, para incrementar o valor nutricional dos alimentos e da alimentação animal, devido à sua composição química balanceada (BATISTA ET AL., 2011). As microalgas podem ser utilizadas ainda na produção de pigmentos, ácidos graxos polinsaturados e outros produtos de química fina (SPOLAORE ET AL.,2006).

O cultivo de microalgas como matéria-prima alternativa para a produção de biodiesel tem recebido grande atenção nos últimos anos, relacionado à sua alta taxa de crescimento e a sua capacidade de acumular grandes quantidades de lipídios e carboidratos nas células para produção de biodiesel e bioetanol, respectivamente. Além disso, sua capacidade de crescer em águas de baixa qualidade e águas residuárias é uma grande vantagem, à medida que não competem por terras aráveis utilizadas para os cultivos de culturas comestíveis (CHISTI, 2007).

No entanto, a grande demanda por nutrientes das microalgas, que geralmente é suprida através utilização de fertilizantes químicos, gera um significativo impacto no balanço energético da cultura de microalgas, além de aumentar os custos associados. Assim, a associação desse cultivo ao tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa, aparece como uma alternativa economicamente atrativa (LAM e LEE, 2011).

A utilização de microalgas

O termo microalga, apesar de não apresentar valor taxonômico, pode ser definido como os “microrganismos que podem crescer fotossinteticamente” (SHEEHAN, 1998) ou “organismos eucarióticos e procarióticos oxigênicos(BOROWITZKA e BOROWITZKA,1988). Sua reprodução ocorre principalmente por divisão celular vegetativa (assexuada) embora a reprodução

sexuada também possa ocorrer em determinadas espécies, em adequadas condições de crescimento (SHEEHAN, 1998).

Existem vários grupos de microalgas, essencialmente diferenciados pela composição de seus pigmentos, constituintes bioquímicos, ultraestrutura e ciclo de vida, em que se pode citar: diatomáceas (Classe Bacillariophyceae), algas verdes (Classe Chlorophyceae), algas douradas (Classe Chrysophyceae), e cianobactérias (Classe Cyanophyceae) (SHEEHAN, 1998).

O primeiro uso de microalgas pela população humana data de 2000 anos antes de Cristo, pelos chineses que utilizavam *Nostoc* para se alimentar durante as épocas de escassez de alimentos. A utilização de microalgas como fonte de alimentos por populações indígenas também ocorreu durante séculos, através da ingestão de espécies como *Nostoc*, *Arthrospira (Spirulina)* e *Aphanizomenon* (JENSEN et al., 2001). A prática de cultivar microalgas para exploração comercial, no entanto, só se deu nas últimas décadas (BOROWITZA, 1999).

O cultivo em larga escala de microalgas para uso prático de sua biomassa como fonte de determinados constituintes foi considerado provavelmente pela primeira vez na Alemanha, durante a Segunda Guerra Mundial. A pesquisa inicial foi conduzida por um grupo de cientistas que objetivavam utilizar a alga verde *Chlorella* para produção alimentícia em larga escala, com o intuito de manter a produtividade obtida sob as condições de laboratório em cultivos externos (BECKER, 1994). Tal experiência foi resumida no clássico estudo “*Algal culture from laboratory to pilot plant*” (BURLEW, 1953).

Entre as décadas de 1940 e 1950, surgiram também na Alemanha interesses em relação à utilização de microalgas como fontes de combustível líquido e de proteínas.

No princípio dos anos 1950, o aumento na população mundial e as previsões de insuficiente suprimento de proteínas levaram à busca por uma nova alternativa de fonte de proteínas. A biomassa algal surgiu como opção para esse propósito. Ao mesmo tempo, um exame sistemático das algas como substâncias biologicamente ativas, particularmente antibióticos, teve início

(BOROWITZA, 1995). A exploração comercial das microalgas ganhou ímpeto, então, com a descoberta de que as extremamente halofílicas algas verdes *Dunaliella salina* seriam a melhor fonte natural de β -caroteno, em trabalhos inicialmente desenvolvidos na antiga União Soviética em 1960 (BOROWITZKA e BOROWITZKA, 1988).

Técnicas de cultivo em larga escala e processos para sua utilização foram então desenvolvidos com sucesso em diversos países. Durante esse “curto” período de cultivo de biomassa algal, avanços tecnológicos e evoluções nutricionais receberam maior atenção. No entanto, o criticismo em relação à exploração de fontes não convencionais de proteínas em geral, em particular as proteínas microbianas, afetaram as aspirações relacionadas ao uso de algas como suplementação à alimentação humana (BECKER, 1994).

Durante a década de 70, com os esforços em encontrar fontes alternativas de petróleo, a aplicação biológica de energia solar atraiu grandes interesses. As algas, que constituem um eficiente sistema de aproveitamento de energia solar, voltaram a atrair atenção, porém ainda com um empecilho, relacionado aos altos custos de produção associados (BECKER, 1994).

Nos anos 80, havia 46 fábricas em larga escala na Ásia com produções mensais superiores a 1.000 quilos. A produção comercial de *Dunaliella salina*, como fonte de β -caroteno, se tornou a terceira maior indústria de microalgas quando fábricas unidades de produção foram implantadas pela WesternBiotechnology (HuttLagoon, Austrália) e Betatene (Whyalla, Austrália) (agora CognisNutritionand Health) em 1986. Essas foram logo seguidas por outras plantas comerciais no Israel e nos Estados Unidos. Concomitantemente, a produção em larga escala de cianobactérias começou na Índia (SPOLAORE et al., 2006).

Mais recentemente, várias plantas produzindo *Haematococcuspluvialis* como fonte de astaxantina, foram estabelecidas nos EUA e na Índia. Assim, em um curto período de 30 anos, a indústria de biotecnologia de microalgas adquiriu crescente e significativa diversidade (OLAIZOLA, 2003).

Atualmente, com a eminente demanda por uma fonte alternativa de energia que substitua os combustíveis derivados de petróleo, as microalgas voltaram a emergir como uma cultura potencial. Nas últimas décadas, amplos programas de pesquisa no Japão, Estados Unidos, França e Alemanha focaram no desenvolvimento de sistemas de produção de energia baseado em microalgas (SHEEHAN, 1998; WIJFFELS e BARBOSA, 2012). Segundo Chisti(2007), devido ao seu crescimento extremamente rápido e alta produtividade lipídica, as microalgas parecem ser a única fonte de biodiesel com potencial para substituir completamente o diesel fóssil.

A principal questão ainda remanescente é como preencher a lacuna entre o alto custo relacionado a essa cadeia produtiva e o baixo custo requerido ao produto final (RODOLFI ET AL., 2009). Esse entrave pode ser resolvido se a biomassa for obtida como subproduto, por exemplo, do tratamento de águas residuárias(BENEMANN, 2003) e (CRAGGS et al., 2009). De acordo comSINGH E GU(2010), a integração desses processos pode ser a abordagem mais adequada para reduzir custos e torná-los mais vantajosos.

A utilização de uma ampla gama de microalgas como *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Phormidium*, *Botryococcus*, *Chlamydomonas* e *Spirulina*, assim como o consórcio mixotrófico com bactérias tem sido reportada na integração dos processos de tratamento de esgoto e produção de biodiesel (LAU et al., 1995; RAWAT et al., 2011). Chinnasamy et al. (2010), conduzindo um experimento baseado no isolamento de 15 espécies diferentes de algas, obtiveram como resultados: eficiência de remoção de nutrientes da ordem de 96%, produção potencial de biomassa variando entre 9,2 e 17,8 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, 6,2% de conteúdo lipídico do consórcio cultivado de águas residuárias e que aproximadamente 64% do óleo algal obtido do consórcio poderia ser convertido em biodiesel, e afirmaram ter obtido a “prova de conceito” para a produção de biodiesel com microalgas cultivadas em esgoto.

Microalgas e o tratamento de esgoto

Desde a década de 60, a utilização de algas associada ao tratamento de águas residuárias, nas chamadas lagoas de alta taxa (LATs), têm sido objeto de estudos (OSWALD e GOLUEKE, 1960). As LATs têm sido utilizadas desde então, em plantas de tratamento de esgoto em todo o mundo, a princípio como processo de tratamento terciário e posteriormente também consideradas para o tratamento secundário de efluentes (OSWALD, 1988; LAU et al., 1995).

Nas últimas décadas, sistemas baseados em algas foram estudados para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias como esgoto doméstico (MOHAMED, 1994; IBRAHEEM, 1998), resíduos agro-industriais (ZAID-ISO, 1990; PHANG, 2000), resíduos industriais (PHANG, 2001; KAPLAN et al., 1988), de suinocultura (POULIOT et al., 1986; GODOS et al., 2009). As algas podem também ser utilizadas para a remoção de minerais tóxicos como chumbo, cádmio, mercúrio, estanho, arsênio e bromo (MUNOZ e GUIEYSSE, 2006; HAMMOUDA et al., 1995; GERHARDT et al., 1991).

Atualmente, lagoas de alta taxa de crescimento de algas têm sido utilizadas em diversos países. O Instituto Nacional de Pesquisas em Água e Atmosfera da Nova Zelândia (NIWA, da sigla em inglês), por exemplo, conduziu pesquisas em escala piloto e escala real, demonstrando que as LATs proveem tratamento de esgoto mais completo e consistente do que as lagoas convencionais (CRAGGS et al., 2011). Diversos outros estudos comprovaram maior eficiência das LATs, particularmente na remoção de nutrientes (NURDOGAN e OSWALD, 1995; GARCIA et al., 2000; CRAGGS et al., 2003; HEUBECK et al., 2007).

As lagoas de alta taxa se diferenciam das lagoas convencionais por apresentar baixa profundidade (de 0,2 a 0,6m) e a incorporação de um sistema de movimentação contínua em circuito fechado, provida por pás giratórias (OSWALD, 1988).

Nesses processos, a incorporação do sistema de mistura representa um incremento na eficiência das unidades e conseqüentemente na taxa de aplicação

de esgoto, ao passo que otimiza a produção fotossintética de oxigênio e permite uma maior taxa de crescimento das microalgas (FALLOWFIELD et al., 1996). As lagoas de alta taxa apresentam ainda uma série de vantagens se comparadas às lagoas convencionais de tratamento de esgotos. Dentre elas, destacam-se o reduzido acúmulo de lodo, ausência de odores e mosquitos, expressiva volatilização da amônia e coagulação e precipitação do fosfato (PITTMAN et al., 2011; EL HAMOURI et al., 2003; PINTO e ONOYAMA, 1991). Além disso, o potencial de economizar recursos, o baixo nível de tecnologia requerido e a viabilidade de utilização da biomassa produzida tornam a utilização das LATs atrativa para países em desenvolvimento (CRAGGS, et al. 2012; PITTMAN et al., 2011).

De acordo com Oswald (1973), as águas residuárias fornecem um meio adequado ao crescimento das microalgas, que convertem energia solar em material celular e calor. Nessas unidades, a população algal é composta por diversas espécies na presença de grande quantidade de bactérias.

Pesquisas desenvolvidas na década de 1970, definiram como as principais espécies de algas encontradas em vasta distribuição de lagoas de tratamento de esgoto, em ordem de abundância e frequência de ocorrência as espécies *Chlorella*, *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Oscillatoria*, *Micractinium* e *Golenkinia* (Palmer, 1974). Uma pesquisa desenvolvida na Ásia Central com uma longa base de dados em seis sistemas de lagoas de tratamento de esgoto revelou as clorófitas como grupo de algas dominantes nesses sistemas, seguidas pelas Cianófitas, Bascilariófitas e Euglenófitas (ERGANSHEV and TAJIEV, 1986).

As LATs se baseiam então, em um circuito nutricional simbiótico entre algas e bactérias em que o oxigênio, fotossinteticamente produzido e liberado pelas algas, é utilizado pelas bactérias para a degradação aeróbica dos componentes orgânicos. Durante este processo, os compostos carbônicos orgânicos são parcialmente oxidados a dióxido de carbono, que por sua vez é assimilado pelas algas (OSWALD, 1988).

O oxigênio em excesso da DBO é produzido pelas microalgas fotossintéticas que são mantidas em suspensão pela leve mistura das lagoas. O profuso crescimento das microalgas no período diurno nas LATs pode levar à supersaturação do oxigênio dissolvido, com concentrações superiores a 20mg/L^{-1} , e valores de pH maiores do que 9 (CRAGGS, 2011). Tais incrementos na concentração de OD, no pH e também na temperatura, atuam como fatores potencializadores dos mecanismos de remoção de nutrientes e patógenos, que podem resultar em uma demanda por área das LATs 5 vezes menor do que a das lagoas convencionais (OSWALD, 1973; BAHLAOUI et al., 1997).

Pela alta relação entre os principais mecanismos envolvidos no tratamento baseado em lagoas de alta taxa e a presença de luz solar, alguns autores avaliaram a interferência do período noturno nesses processos (PICOT et al., 1993; GARCIA et al., 2006). A princípio, a ampla variação nos valores de pH e OD ao longo do dia poderia afetar a eficiência de remoção dessas unidades. Durante a noite, ambos pH e OD atingem valores mínimo e caso a superfície de reaeração da LAT não seja suficiente para suprir a demanda de oxigênio da respiração aeróbia, a lagoa pode temporariamente apresentar condições de sobrecarga, levando à queda da eficiência em termos de remoção de matéria orgânica. De fato, períodos anóxicos noturnos já foram reportados em LATs (PICOT et al., 1993). Os resultados obtidos por Garcia (2006) indicaram que as variações na radiação solar, em conjunto com a temperatura, induzem variações nos parâmetros influenciados pela fotossíntese das algas, principalmente OD e pH. Todavia, em larga escala, foi observado que essas variações não provocam diferenças significativas nas concentrações de contaminantes, em que se concluiu que esse fator não afeta a viabilidade de tratamento de esgoto nessas unidades.

De acordo com Nurdogan e Oswald (1995), as LATs são sistemas muito eficientes na remoção de matéria orgânica.

Estudos previamente desenvolvidos no Brasil observaram remoções de DQO da ordem de 95% no verão e 70% no inverno, com LATs operando em batelada com efluente de suinocultura, cuja concentração inicial era de 2000mg. L⁻¹ (COSTA, 2000). Alguns autores, ainda, citam ainda altos valores de remoção de DQO em lagoas de alta taxa, como 98% (PHANG et al., 2000), maiores do que 75% (LAU et al., 1995), 78% a 96% (PHANG et al., 2001). Como as LATs baseiam-se no crescimento de algas, e estas encontram-se computadas no parâmetro DQO, para alcançar altos valores de remoção tais experimentos, ou possuem unidades “clarificadoras” para remoção das algas, ou realizam a filtração do efluente antes das análises.

Em regiões tropicais, verifica-se que a remoção de DBO ocorre rapidamente nas lagoas de alta taxa, sendo suficiente cerca de 4 dias de tempo de detenção. Porém, maiores tempos de residência podem ser requeridos para promover a desinfecção e outros benefícios. Segundo Picot et al. (1992), em TDH superiores a 5 dias ocorre uma elevação no nível do pH estabilizando-se entre 9 e 10, condição propícia à volatilização da amônia e a precipitação do fosfato na forma de fosfato amônio de cálcio ou como compostos similares.

Os principais mecanismos de remoção de nutrientes nas LATs estão relacionados ao crescimento de algas, de forma direta através da assimilação, ou indiretamente pela variação no pH (NURDOGAN e OSWALD, 1995). Assim, a eficiência de remoção de nutrientes de uma LAT é controlada pelos parâmetros que determinam o crescimento e atividade das algas, como o tempo de detenção hidráulica a radiação solar e a temperatura. Segundo Garcia et al. (2006), as condições climáticas de temperatura e insolação afetam de forma mais expressiva a performance das lagoas de alta taxa do que as lagoas facultativas.

Alguns trabalhos já demonstraram a superioridade das lagoas de alta taxa em relação às lagoas facultativas e de maturação na remoção de nitrogênio. Gómez et al. (1995) comparando a eficiência de lagoas facultativas com as lagoas de

alta taxa, verificaram reduções médias de amônia de 20% para as primeiras e uma variação de 68% a 76% para as lagoas de alta taxa.

Os principais fenômenos envolvidos na remoção de nitrogênio mineralizado em lagoas de alta taxa são a volatilização e a assimilação de amônia pela biomassa algal, fatores estes intimamente relacionados. Os altos valores de pH ocasionados pelo crescimento fotossintético das algas desloca a reação de equilíbrio no sentido de formação da amônia, favorecendo sua volatilização (Gómez et al., 1995). A taxa de volatilização da amônia é dependente além do pH, da temperatura da água e das condições de mistura (PANO e MIDDLEBROOKS, 1982).

Zimmoet al (2003) desenvolveram um experimento no campus da Universidade de Birzeit, 26km ao norte de Jerusalém (750 m a.s.l), avaliando um sistema de tratamento composto por uma série de quatro LATs, com um TDH total de vinte e oito dias. Observou-se a volatilização de amônia como altamente correlacionada com a concentração de NH_3 na lagoa, que por sua vez foi governada pelo efeito combinado de pH e temperatura da água. Foram observadas taxas de volatilização na faixa de $37.4-7.2 \text{ mg-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A perda de nitrogênio via volatilização de amônia não excedeu 1,5% da remoção de nitrogênio total no sistema, o que sugere outros mecanismos de remoção como nitrificação/desnitrificação ou sedimentação, sejam mais importantes na remoção global de nitrogênio.

No entanto, diversos autores ainda divergem no que diz respeito ao principal mecanismo de remoção de nitrogênio em LATs. De la Noüe e Bassères(1989) atribuem, sobretudo, à assimilação pelas algas. Cromar et al.(1996), Aslan e Kapdan(2006)e García et al.(2006), consideram a volatilização da amônia como o mecanismo mais importante.

Para a remoção de fósforo, existem dois mecanismos que coexistem em uma lagoa de alta taxa: assimilação pelas algas e precipitação química. A assimilação de fósforo pelas algas é menor do que a de nitrogênio, já que o

conteúdo algal de nitrogênio é aproximadamente 10 vezes menor do que o de fósforo (NURDOGAN e OSWALD, 1995). A precipitação do fosfato com cátions polivalentes como cálcio ou magnésio também ocorre nas LATs devido ao alto valor de pH. Essa precipitação, também chamada de “autofloculação”, geralmente se dá de forma incompleta devido às concentrações insuficientes de cálcio e magnésio no esgoto. Em estudos conduzidos por Nurdogan e Oswald (1995) em Richmond, na Califórnia, o incremento dos íons cálcio e magnésio, através da adição de 20 a 80 mg.L⁻¹ de cal hidratada à lagoa durante a mistura, resultou em um aumento da remoção de nitrogênio e fósforo à níveis superiores a 90%.

Godos et al. (2009) observaram eficiências de remoção de fósforo menores do que 10%, apesar das altas eficiências relacionadas à matéria orgânica e nitrogênio. De acordo com o autor, a alta capacidade de tamponamento encontrada nas águas residuárias utilizadas interfere negativamente na precipitação abiótica do íon fosfato.

A baixa profundidade, grande área superficial e o constante movimento do efluente asseguram uma alta exposição de todo o volume da lagoa à radiação solar, o que aumenta a eficiência de desinfecção das LATs, em relação à observada nas lagoas convencionais. Ademais, a intensa atividade fotossintética diária encontrada nas LATs podem resultar em supersaturação de oxigênio dissolvido e valores de pH superiores a 9, o que pode aumentar a taxa de decaimento bacteriano (CRAGGS et al. 2004; OSWALD, 1988). De acordo com Bolton et al. (2011a), a luz solar interage sinergicamente com os variados níveis de pH, OD e fotosensibilizadores exógenos, resultando em uma inativação reforçada de muitos dos microrganismos indicadores utilizados.

De acordo com Whitlan (1986), ao danificar a célula de um microrganismo, a luz precisa antes ser absorvida por uma substância química ou sensibilizador. Um sensibilizador eficiente deve entrar em um estado de excitação tal que seja suficiente para reagir com outras moléculas e iniciar as reações de dano. As reações fotossensíveis aos comprimentos de onda encontrados na luz solar são

geralmente muito mais nocivas na presença de oxigênio, embora seja teoricamente possível para os sensibilizadores reagirem diretamente com o alvo na célula (CURTIS et al., 1992). Quando o sensibilizador reage com o oxigênio, inúmeras espécies reativas de oxigênio podem ser formadas, entre elas o radical livre atômico, superóxido, peróxido de hidrogênio e radicais hidroxilas. Acredita-se que essa reação é a responsável pelo sinergismo observado entre luz e oxigênio nos processos de dano às células microbianas (CURTIS et al., 1992).

O pH, por sua vez, pode afetar diretamente as células das bactérias através da inativação do sistema enzimático e da ionização dos constituintes da membrana celular, ou indiretamente, no seu ambiente através da modificação da dissociação iônica e, capacidade de solubilização e adsorção da membrana, o que torna a célula mais susceptível aos efeitos da luz (BAHLAOUÏ et al., 1998). Além disso, interfere favoravelmente na produção das formas tóxicas do oxigênio (CURTIS et al., 1992).

Cragg et al. (2004) desenvolveram um estudo, avaliando o tratamento de esgoto de uma fazenda de gado leiteiro em AnchorProductsHautapu, na Nova Zelândia (37°52'S, 175°29'L), com o objetivo de aperfeiçoar o entendimento dos processos de desinfecção que ocorrem em lagoas de alta taxa. Tais experimentos demonstraram que a exposição solar contribui para a maior parte da desinfecção em LATs, medida como remoção de *E. coli*. O mesmo estudo concluiu também que pH e OD são “fatores de segunda ordem”, os quais não precisam ser considerados na modelagem simples de desinfecção em LATS, a menos que sejam encontrados valores extremos, ainda não definidos.

Apesar de a luz solar ser considerada o fator predominante causando desinfecção em lagoas de estabilização, o efeito germicida da luz solar é dependente da quantidade luz assim como os comprimentos de onda presentes (CURTIS et al., 1994).

Já foi demonstrado que atenuação da radiação ao longo da coluna d'água ocorre muito fortemente nesses sistemas (CURTIS et al., 1994). Para a luz solar incidente na superfície da Terra esses fatores serão afetados pela estação, hora

do dia, localização geográfica, poluição do ar, espessura da camada de ozônio e nuvens (KIRK, 1994).

Em ambiente aquático, a luz solar será atenuada e a penetração da luz vai depender das propriedades físico-químicas da água incluindo sólidos suspensos e dissolvidos, algas e turbidez (BOLTON et al., 2011b). Assim, torna-se complexa a predição da desinfecção em ambientes turvos como as lagoas de alta taxa, com base nos modelos existentes que levam em consideração apenas fatores climáticos como a radiação solar e a temperatura (BOLTON ET AL., 2011b).

A integração entre tratamento de esgoto e produção de biomassa

Uma questão a ser considerada, quando se visa integrar os processos de tratamento de esgoto e produção de biomassa, é a produtividade de biomassa. De forma geral, as altas produtividades observadas nos cultivos de algas em escala laboratorial dificilmente são alcançadas quando os experimentos são realizados em ambientes externos, sob iluminação natural (BENEMANN e OSWALD, 1996; PITTMAN et al., 2011).

Muitos fatores ambientais podem afetar a performance do complexo fotossintético presente nas microalgas, e conseqüentemente afetar o seu crescimento, mesmo na ausência de limitação de nutrientes (RICHMOND, 2004). A máxima eficiência fotossintética é ditada por mecanismos subjacentes, restrições biofísicas, e adaptações fisiológicas das microalgas (SHEEHAN, 1998). Segundo Bolton (1996), a eficiência máxima de conversão energética em fotossíntese, pode ser estimada como 10% da energia solar total. Tal eficiência tem sido utilizada em projeções para a produção de biodiesel de microalgas. No entanto, sabe-se que altas taxas de conversão somente são observadas em baixas intensidades luminosas. Sob luz solar plena, tipicamente um terço ou menos dessa eficiência máxima, em termos de produtividade de biomassa é obtida, devido à saturação luminosa (BENEMANN e OSWALD, 1996; SHEEHAN, 1998).

A explicação para tal efeito seria que o típico sistema fotossintetizante presente nas microalgas contém várias centenas de pigmentos captadores para cada centro de reação da clorofila, onde a energia do fóton é realmente armazenada. Quando a taxa de absorção do fóton excede a taxa de conversão dos centros de reação, os fótons extras são degradados como calor ou fluorescência, sem geração de energia química.

A saturação luminosa é caracterizada por uma constante de saturação luminosa que é a intensidade de luz no qual a taxa de crescimento é a metade de seu valor máximo, μ_{\max} (Figura 1). A intensidade necessária para atingir o nível de saturação luminosa nas microalgas é variável de acordo com as espécies e tendem a ser muitos menores do que os valores máximos de radiação que ocorrem ao meio-dia (OGBONNA e TANAKA, 2000; CHISTI, 2007).

Por exemplo, as constantes de saturação luminosa para as microalgas *Phaeodactylum tricoratum* e *Porphyridium cruentum* são $185 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (MANNE MYERS, 1968) e $\sim 200 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (MOLINA GRIMA et al., 2000), respectivamente. Para a maioria dos grupos de algas, essa constante varia entre 50 e $200 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (GOLDMAN, 1979). Como a radiação solar pode exceder os $2000 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, os efeitos da saturação podem estabelecer uma limitação na eficiência de utilização na energia solar em cultivos algas ao ar livre (ONO e CUELLO, 2007).

Acima de certo valor de intensidade luminosa, o incremento adicional no nível de luz pode efetivamente reduzir a taxa de crescimento de biomassa (Figura 1). Este fenômeno é conhecido como fotoinibição (BENEMANN e OSWALD 1996; CHISTI, 2007).

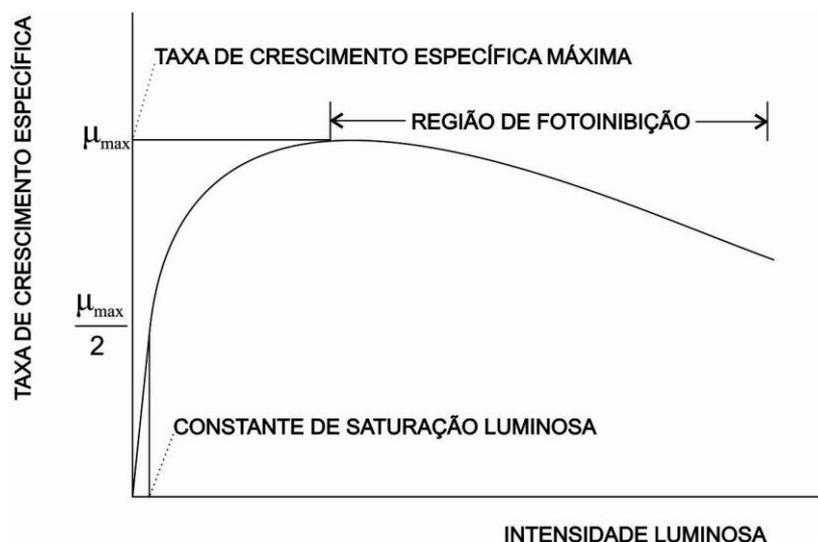


Figura 1. Efeito da intensidade luminosa na taxa de crescimento específica das algas (Fonte: adaptado de Chisti, 2007)

A fotoinibição resulta de um dano geralmente reversível do aparato fotossintético, como consequência do excesso de luz. Segundo Lee et al. (2002), a intensidades luminosas próximas a $200 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, o desbalanço cinético entre a taxa de excitação do fóton e o transporte de elétrons termicamente ativado seria suficiente para a saturação da taxa de fotossíntese.

A curto prazo, a fotoinativação induzida pelo excesso de luz pode ser vista como uma estratégia de sobrevivência. Porém, se os centros de reação do complexo fotossintético não são reparados, o dano pode se tornar permanente, resultando na inativação de um dos sistemas de captação de luz (PRASIL et al. 1992).

Com o objetivo de avaliar a influência desses fatores, VONSHAK e GUY (1992) cultivaram duas linhagens de *Spirulina* (SP-G e SP-RB) em lagoas de 2,5 m² e 10 cm sob sombras de 15, 25 a 30% e 50%, obtidas com a utilização de cobertura de estufa. Os resultados indicaram que, sob sombra de 25-30% os cultivos de *Spirulina* SP-G e SP-RB tiveram sua atividade fotossintética aumentada em 33 e 50%, respectivamente. Conclui-se nesse estudo que mesmo culturas densas podem sofrer fotoinibição nos períodos de maior luminosidade e o sombreamento ajuda a superá-la e manter a produtividade média.

ONO e CUELLO (2007) ao estudar a utilização da cianobateriatermofílica *Chlorogleopsis* para a fixação de CO₂ sob diferentes intensidade de radiação (150, 200 e 250 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), observaram que a taxa máxima de assimilação de carbono alcançada ocorreu sob a intensidade de 200 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Tais pesquisadores concluíram que intensidades luminosas superiores a 200 podem causa um decréscimo na produtividade do cultivo.

Assim, o entendimento da resposta do crescimento das microalgas mostra-se necessário quando se pretende desenvolver um processo ótimo de produção, que alie a produção de biomassa ao tratamento de esgoto.

Por outro lado, em que se pese o fato que a luz solar seria o principal fator de desinfecção em lagoas de estabilização (COLLEY et al., 1999), a inserção de cobertura nas lagoas de tratamento visando reduzir a radiação incidente poderia representar um impedimento aos mecanismos de desinfecção do efluente. Além disso, sendo a volatilização de amônia dependente da temperatura do meio, a redução da radiação incidente poderia impactar negativamente também esse mecanismo de remoção.

Dessa forma, mostra-se necessário o entendimento de como o processo de tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa baseado no crescimento de microalgas responde a diferentes níveis de radiação solar. Assim, provendo subsídios para a elaboração de processo ótimo que alie a produção de biomassa e tratamento de esgoto.

INTRODUÇÃO

Desde a década de 60, a utilização de algas associada ao tratamento de águas residuárias nas chamadas lagoas de alta taxa (LATs), têm sido objeto de estudos (OSWALD e GOLUEKE, 1960). Essas unidades, que consistem em canais de baixa profundidade, em que ocorre movimentação contínua em circuito fechado, provida por pás giratórias, têm sido desde então utilizadas em plantas de tratamento de esgoto em todo o mundo (OSWALD, 1988 e RAWAT et al., 2011). As LATs se baseiam em um circuito nutricional simbiótico entre algas e bactérias em que o oxigênio, fotossinteticamente produzido e liberado pelas algas, é utilizado pelas bactérias para a degradação aeróbica dos componentes orgânicos. Durante este processo, os compostos carbônicos orgânicos são parcialmente oxidados a dióxido de carbono, que por sua vez é assimilado pelas algas, assim como os nutrientes solúveis.

A incorporação do sistema de mistura representa um incremento na eficiência das LATs, ao passo que otimiza a produção fotossintética de oxigênio e permite uma maior taxa de crescimento das microalgas (FALLOWFIELD et al., 1996). Indiretamente, os incrementos na concentração de OD, no pH e na temperatura atuam como fatores potencializadores dos mecanismos de remoção de nutrientes e patógenos, que resultam em uma demanda por área das LATs cinco vezes menor do que a das lagoas convencionais (BAHLAOUI et al., 1997).

Por sua versatilidade metabólica, alta produtividade em termos de “output” (proteínas e lipídios, por exemplo) e viabilidade de crescimento em áreas desfavoráveis, o cultivo das microalgas também tem sido considerado como base para a produção de biomassa em setores que vão desde a indústria química fina, de vitaminas, alimentos e ração animal, até a produção de biodiesel (SYDNEY et al., 2011; BECKER, 1994).

Para a produção de biodiesel, ainda existe uma lacuna entre o alto custo relacionado à cadeia produtiva e o baixo custo requerido ao produto final (RODOLFI et al., 2009). Esse entrave pode ser resolvido se a biomassa for obtida como subproduto, por exemplo, do tratamento de águas residuárias (CRAGGS et al., 2009; BENEMANN, 2003).

De acordo com Singh e Gu (2010), a integração desses processos pode ser a abordagem mais adequada para reduzir custos e torná-los mais vantajosos. Para tanto, mostra-se necessário o conhecimento de como os processos interagem e respondem aos fatores interferentes, de modo a permitir a sua otimização.

Alguns autores afirmam que a disponibilidade e intensidade de luz é um parâmetro chave para o crescimento das algas nas lagoas, e que, portanto, espera-se que a máxima produção algal nas lagoas ocorra em períodos de máxima luminosidade e temperatura (PARK e CRAGGS, 2011; TAMPIER, 2009; CRAGGS, 2005). Diversos estudos, porém, observaram produtividades de biomassa relativamente baixas sob altas intensidades luminosas, quando os experimentos são realizados em ambientes naturalmente iluminados (ONO e CUELLO, 2001; BENEMANN e OSWALD, 1996; VONSHAK e GUY, 1992). Essa baixa eficiência fotossintética alcançada sob a luz solar pode ocorrer devido a perdas relacionadas a efeitos como a saturação luminosa, respiração e fotoinibição (FRANCO, 2011).

Sob luz solar plena, tipicamente um terço ou menos da eficiência máxima, em termos de produtividade de biomassa, é obtida por causa da saturação luminosa dos centros de reação da clorofila (SHEEHAN, 1998; BENEMANN e OSWALD, 1996). Ademais, a intensidades luminosas muito altas, o excesso de absorção de fótons pode causar danos ao aparato fotossintético, conhecido como fotoinibição, que resultam em redução da taxa fotossintética e a produtividade (BENEMANN e OSWALD, 1996). Segundo Lee et al. (2002), a intensidades luminosas próximas a $200 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, o desbalanço cinético entre a taxa de excitação do fóton e o transporte de elétrons termicamente ativado seria suficiente para a saturação da taxa de fotossíntese, e em

consequência, para inibição do crescimento da maioria das espécies de algas (OGBONNA e TANAKA, 2000).

Para o tratamento de esgoto em LATs, o excesso de radiação luminosa que tenha como consequência a redução na produtividade das algas pode representar um prejuízo a mecanismos relacionados ao crescimento dessas, como a assimilação de nutrientes, e a redução do efeito dos fatores potencializadores de altos valores de pH e OD.

Por outro lado, sabe-se que a radiação solar atua favoravelmente como mecanismo de remoção de poluentes, considerada o principal fator de inativação de patógenos, assim como na volatilização da amônia, através da promoção de altas temperaturas.

Este trabalho objetivou avaliar a influência de diferentes níveis de radiação solar na eficiência de pós-tratamento de efluente de reator UASB das LATs, especificamente na remoção de nutrientes e microrganismos indicadores de contaminação, através da utilização de diferentes formas de cobertura em lagoas de alta taxa.

MATERIAL EMÉTODOS

Sistema experimental

Os experimentos foram conduzidos de maio a dezembro de 2011, na Unidade Experimental de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (ETE Violeira), no município de Viçosa – MG (20°45'41,4020''S, 42°52'11,9622''O – pelo sistema SIRGAS 2000).

As unidades foram alimentadas continuamente com efluente de reator UASB, construído em escala real para o tratamento do esgoto produzido no bairro da Violeira ($Q_{med} = 115 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, volume = 48 m^3 , altura = 5,70 m e TDH = 7 h)(Figura 2).

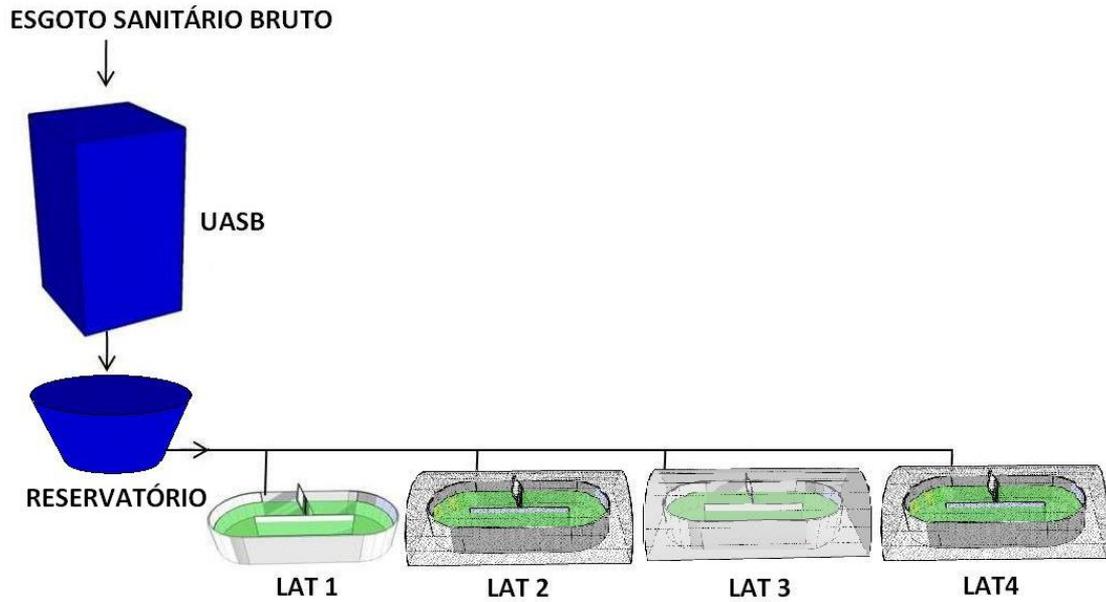


Figura 2. Esquema ilustrativo do sistema operacional

As lagoas experimentais foram construídas em fibra de vidro e apresentam 1,28m de largura, 3m de comprimento e 0,5m de altura, sendo a altura útil de 0,3m (Figura 3). Para prover o fluxo nas unidades, foram instaladas pás giratórias impulsionadas por uma bomba, que forneciam ao meio uma velocidade de aproximadamente $0,30\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$. O tempo de detenção hidráulico de 4 dias foi ajustado através do controle manual da vazão.

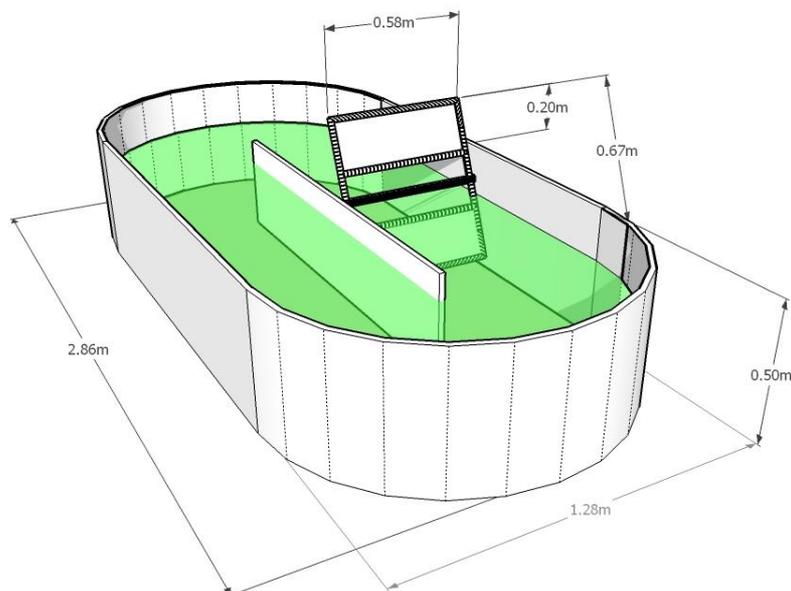


Figura 3. Dimensões padrões da Lagoas de Alta Taxa experimentais

Variação da radiação solar

Para avaliar a interferência de diferentes níveis de radiação solar nos processos de tratamento, cada uma das quatro LATs recebeu diferenciada cobertura. A LAT 1, considerada “testemunha”, foi operada sem cobertura. A LAT3 recebeu cobertura de material plástico transparente leitoso (Polietileno de Baixa Densidade) e nas LATs2 e 4 foram instaladas telas de sombreamento (sombrites) de 30 e 70%, respectivamente (Figura 4).



Figura 4. Lagoas de alta taxa experimentais. A: LAT1 -Testemunha (sem cobertura); B: LAT2 - Sombrite 30%; C: LAT3 - Plástico Transparente; D: LAT4 - Sombrite 70%.

Monitoramento

Avaliaram-se os diferentes níveis de radiação solar através da medição da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) no interior das coberturas e sob o líquido (subaquática) dentro das lagoas, a 0,15m do fundo.

A radiação fotossinteticamente ativa (Medidor de radiação LICOR-LI-250 e Sensor Quantum Subaquático Esférico LI-193), assim como temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade (Medidor Digital Multiparâmetro Hach HQ40d), e vazão (medição direta: proveta e cronômetro, com 3 repetições) foram medidas cinco vezes ao dia, em cada evento de coleta, às 8, 10, 12, 14 e 16 horas, utilizando-se os aparelhos respectivamente citados.

As amostras de água foram coletadas no reservatório de alimentação das lagoas e próximas ao dispositivo de saída de efluente nas LATs, de forma composta, de duas em duas horas ao longo do dia (às 8, 10, 12, 14 e 16 horas), duas vezes por semana.

As análises de qualidade da água foram realizadas no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa. As variáveis demanda química de oxigênio (DQO) (5220C), nitrato (4500-NO₃A), nitrogênio amoniacal (4500-NH₃C), nitrogênio kjeldahl total (NKT) (4500-N D), turbidez (2130A), sólidos em suspensão voláteis (2540E), alcalinidade total (2320B), fósforo total (4500-P I), fósforo solúvel (4500-P I), clorofila (10200H), coliformes totais (9223B) e *Escherichia coli* (9224C) foram analisadas de acordo com APHA (2005), a partir dos métodos respectivamente citados.

De forma a minimizar a influência das variações no efluente do UASB ao longo dos meses, utilizou-se como entrada para as análises, os dados de eficiência de remoção das variáveis, sempre esta se mostrasse plausível. Para alguns parâmetros como DQO, SST, nitrato e clorofila em que se observa o aumento nas concentrações pelo tratamento, foram utilizados os dados brutos.

Os resultados foram submetidos a análises estatísticas com o auxílio do pacote estatístico R! (R-Development-Core-Team 2010). A princípio, os dados foram

testados quanto à normalidade de seus erros (Teste de Shapiro-Wilk) e quanto à homocedasticidade (Teste de Bartlett). Para avaliar a significância das diferenças entre as médias, foram utilizadas sequenciais análises de variância entre todos os contrastes ortogonais possíveis, até que fosse obtido o modelo mínimo adequado, utilizando-se a ANOVA ou o equivalente não-paramétrico Kruskal-Wallis, de acordo com o atendimento às restrições de cada método (CRAWLEY, 2007). Em todas as análises estatísticas considerou-se o intervalo de confiança de 95% ($p > 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do afluente

Ao longo dos meses, o reator UASB apresentou comportamento pouco variável para a maioria das variáveis analisadas. A Tabela 1 apresenta as médias e os desvios-padrões (DP) dos resultados obtidos.

Tabela 1. Caracterização do efluente do reator UASB. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

VARIÁVEL	UNIDADE	MÉDIA ± DP
pH	-	6,7±0,4
Condutividade	μs.cm ⁻¹	746,7±152,9
Temperatura	°C	21,7±1,9
OD		1,7±0,9
DQO		220,2±85,2
DBO		82,7±30,0
NTK		51,6±11,3
NH ₃		40,4±9,3
Norg		11,2±3,3
NO ₃		4,9±5,6
SST	mg.L ⁻¹	83,0±33,2
SSF		14,4±5,4
SSV		61,6±20,5
COT		67,5±19,4
Psol		4,8±1,2
Ptot		5,9±1,2
Alcalinidade		249,5±60,9
Turbidez		92,0±37,1
Coliformes totais		3,5E+06*
<i>E.coli</i>		2,5E+05*

*médias geométricas

A relação C:N:P (COT:NTK:Ptotal) calculada para o efluente do reator UASB foi de 11:9:1. Segundo Phang e Ong (1988), a taxa C:N:P recomendada para o crescimento de algas é de 56:9:1, o que indica que excluindo-se a interferência de outros fatores, a produção algal nesse caso seria limitada pela disponibilidade de carbono, como comumente acontece em águas residuárias, por sua baixa relação C:N característica (CRAGGS et al., 2009).

Funcionamento das LATs

A influência de diferentes níveis de radiação solar na eficiência de pós-tratamento do efluente do reator UASB foi avaliada, mantendo-se as demais condições ambientais constantes. A inclusão das coberturas nas LAT 2, 3 e 4 resultaram em redução da RFA média incidente às unidades de 22%, 30% e 59%, respectivamente, em relação à radiação natural. A Figura 6 apresenta as médias de RFA observadas ao longo das horas do dia. Os valores máximos observados durante o dia foram de, em média, $1.920 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para radiação solar natural (LAT1), $1.570 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na LAT2, $1.470 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na LAT3 e $860 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na LAT4. Considerando que a RFA representa 40% da radiação total incidente, e o coeficiente de saturação luminosa típico de $200 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, resultados de RFA superiores a $80 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ representariam luminosidade suficiente para desencadear os processos de saturação luminosa e fotoinibição na maioria das espécies de microalgas (CRAGGS,2005; GOLDMAN, 1979). Em todos os eventos de coleta, a média de valores diários de RFA ultrapassou esse valor, mesmo nas LATs cobertas. Não se constatou um padrão de comportamento da radiação ao longo dos eventos de coleta (Figura 5). As médias dos valores de RFA incidentes em cada horário também superaram os $80 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ em todas as LATs (Figura 6).

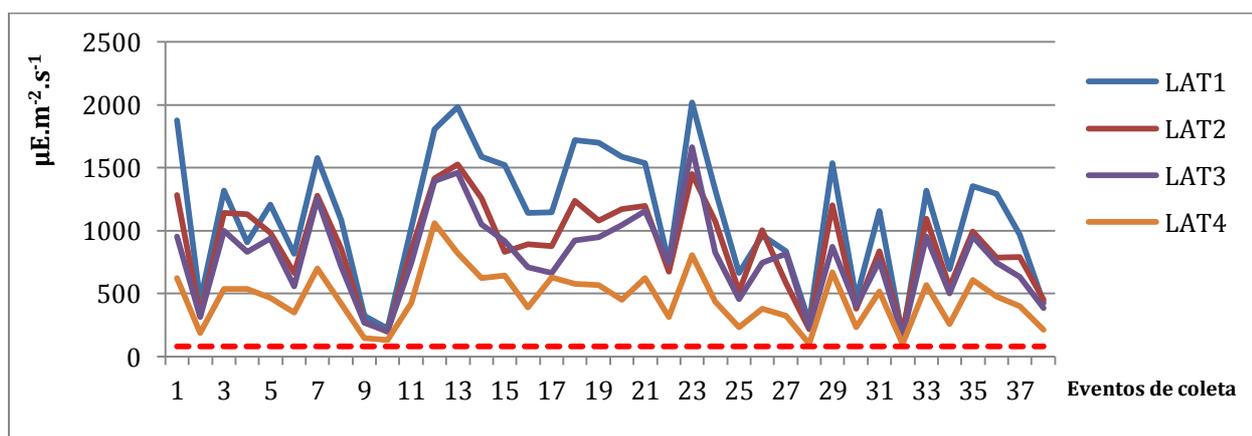


Figura 5. RFA ao longo dos eventos de coleta (médias dos valores obtidos entre 08:00 e 16:00 horas). Linha tracejada - Coeficiente de saturação luminosa típico para microalgas. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

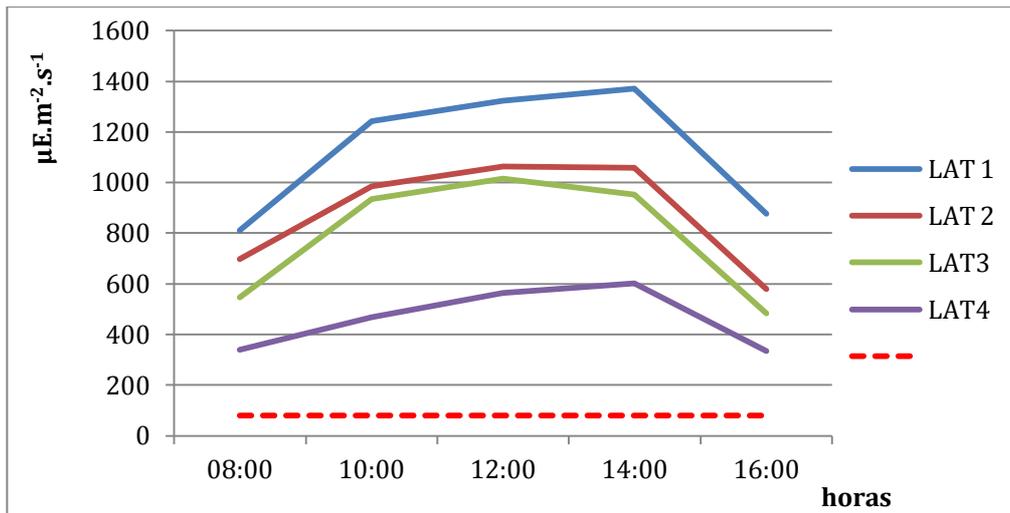


Figura 6. RFA incidente às LATs (médias, por horário de coleta). Linha tracejada - Coeficiente de saturação luminosa típico para microalgas. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

Controle de pH e características físicas

Os resultados do monitoramento de pH, OD e temperatura das LATs são apresentados, respectivamente, nas Figura 7,

Figura 9 e Figura 11. As médias desses resultados observados, discretizados ao longo das horas do dia também são apresentadas, nas Figuras Figura 8, Figura 10 e Figura 12.

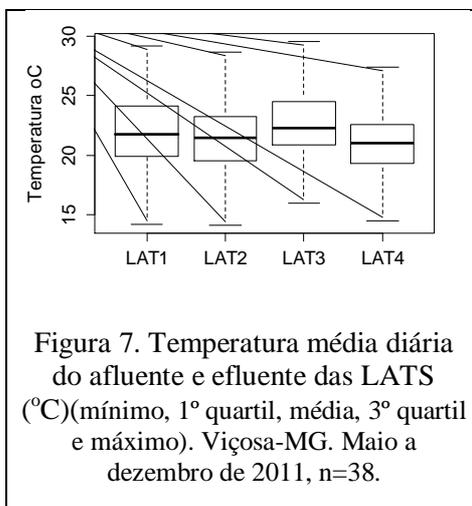


Figura 7. Temperatura média diária do afluente e efluente das LATs (°C) (mínimo, 1º quartil, média, 3º quartil e máximo). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

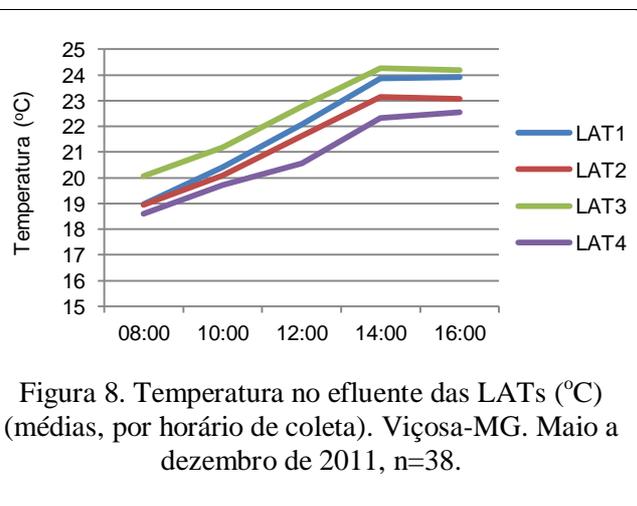


Figura 8. Temperatura no efluente das LATs (°C) (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

As médias das temperaturas medidas durante o dianas LATs mantiveram-se predominantemente na faixa entre 20 e 25°C. Segundo Molina-Grima(1999), a temperatura é um parâmetro operacional chave para o sucesso do tratamento baseado no consórcio microalgas-bactérias, e o crescimento ótimo das microalgas pode se dar na faixa de 15 a 30°C. Baixas temperaturas resultariam em baixas cinéticas metabólicas enquanto valores muito altos dificultariam o crescimento microbiano, devido ao stress oxidativo. Análises estatísticas indicaram diferenças significativas ($p < 0,05$, pelo teste de Kruskal-Wallis) apenas para a LAT4, indicando que as outras coberturas não afetaram significativamente as temperaturas observadas nas lagoas.

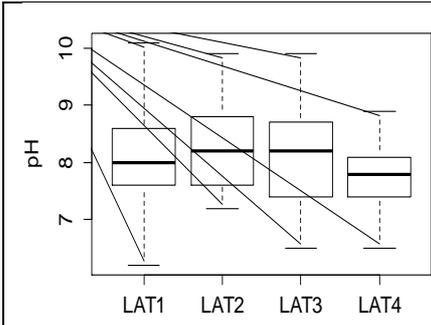


Figura 9. pH médio diário do afluente e efluente das LATS (mínimo, 1º quartil, média, 3º quartil e máximo). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

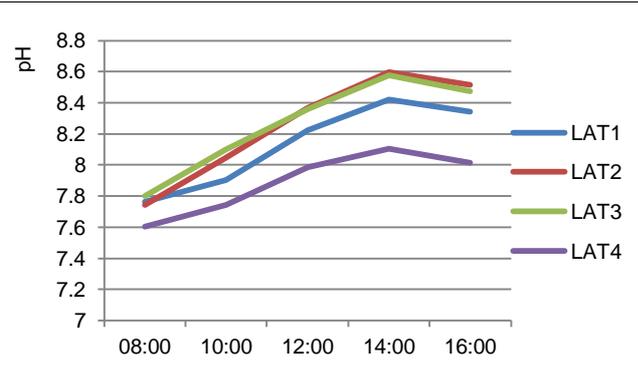


Figura 10. pH no efluente das LATS (°C) (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

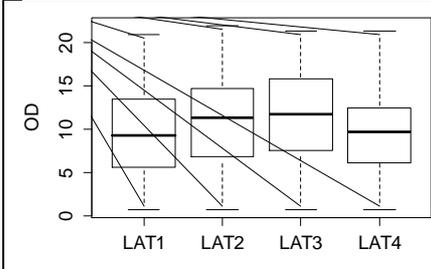


Figura 11. OD médio diário do afluente e efluente das LATS (mínimo, 1º quartil, média, 3º quartil e máximo). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

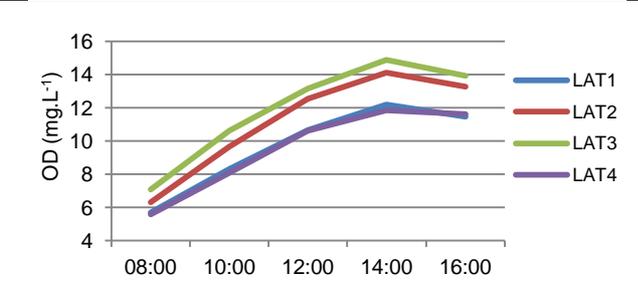


Figura 12. OD no efluente das LATS (°C) (médias, por horário de coleta). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

O pH médio observado durante as horas do dia manteve-se próximo a 8 em todas as lagoas. O oxigênio dissolvido concentrou-se principalmente na faixa entre 5 e 15 mg.L⁻¹ nas lagoas durante o período diurno. Os altos valores de pH e OD obtidos com o crescimento intensivo das algas são fatores importantes para o favorecimento de mecanismos de remoção de nutrientes como a volatilização da amônia, a precipitação do fosfato, além de atuarem como catalisadores nos processos de desinfecção (BAHLAOUI et al., 1998; TALBOT et al., 1991; PEARSON et al., 1987).

De forma geral, as LATS2 e 3 apresentaram comportamento semelhante para esses parâmetros, com valores superiores para ambas as variáveis, seguidos

pela LAT1 e LAT4. Diferenças significativa foram observadas nas médias de pH da LAT 4 e OD da LAT3 ($p < 0,05$, pelo Teste de Kruskal-Wallis). Estando o OD e, conseqüentemente o pH, altamente relacionadas ao crescimento da biomassa e aos mecanismos de remoção de poluentes, tais resultados podem demonstrar indícios de que, a princípio, as condições propiciadas pela redução em 30% da RFA seriam as mais favoráveis para esse crescimento. Analogamente, a redução de 60% da radiação incidente resultaria em condições menos favoráveis para o desenvolvimento da biomassa.

As concentrações médias obtidas para as variáveis DQO, SSV e clorofila são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. DQO, SSV e clorofila nos efluentes das LATs (média±DP). Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

Variável	Unidade	LAT1	LAT2	LAT3	LAT4
DQO		186,7±80,3	206,6±91,4	219,4±84,6	155,3±78,4
SSV	mg.L ⁻¹	85,3 ± 44,9	84,2 ± 58,9	92,2 ± 39,9	66,8 ± 29,4
Clorofila		0,154±0,190	0,178±0,161	0,197±0,142	0,154±0,156

A concentração média de SSV nas lagoas variou entre 70,0 e 97,2mg.L⁻¹, o que resultaria em uma produtividade de biomassa por área de 5,3 a 7,4(g de SSV).m⁻².d⁻¹. Esses valores representam um potencial de produção de biomassa de 19,3 a 27,0 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, que pode ser considerado um valor expressivo, já que de acordo com Craggs(2011), as lagoas de alta taxa apresentam alto potencial de produção de biomassa, de até 30 ton.ha⁻¹.ano⁻¹.Chinnasamy et al. (2010), que obtiveram resultados de produtividade de biomassa entre 9,2 e 17,8 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, afirmaram ter estabelecido a prova de conceito para a produção de biodiesel de algas nativas em águas residuárias, baseando-se também em resultados de 6,82% de conteúdo lipídico da biomassa e de que 63,9% do óleo obtido do consórcio poderia ser convertido em biodiesel.

A eficiência de remoção de DQO nem sempre é positiva em unidades de tratamento baseadas no crescimento de algas, já que este parâmetro computa também a biomassa algal. Alguns autores, no entanto, citam como resultados

altos valores de remoção de DQO em lagoas de alta taxa, como 98% (PHANG et al. 2000), maiores do que 75% (LAU et al., 1995) e de 78% a 96% (PHANG et al. 2001). Para tanto, ou possuem unidades “clarificadoras” para remoção das algas, ou realizam a filtração do efluente antes das análises. No presente estudo, as análises de DQO foram realizadas com efluente não filtrado, de forma a preservar a influência da biomassa na quantificação. Dessa forma, as eficiências de remoção apresentaram-se negativas em vários eventos de coleta, com médias de 15,3, 6,2, 0,4 e 29,5%, respectivamente para as LATs 1, 2, 3 e 4. As concentrações médias resultantes para as LATs (Tabela 2), encontram-se próximas aos valores encontrados por Lim et al. (2010), de aproximadamente 200mg.L^{-1} , para o mesmo tempo de detenção.

A comparação dos resultados com outros estudos mostra que as concentrações de clorofila desse experimento apresentaram valores abaixo do esperado, o que não ocorreu com as outras variáveis utilizadas como indicativas do crescimento de biomassa (LIM et al., 2010 e GARCÍA et al., 2006). Tal fato pode estar relacionado ao exposto por Becker (1994), ao discorrer sobre a quantificação de clorofila, de que apesar de não citado na metodologia utilizada, “*em alguns casos, um breve aquecimento é requerido para alcançar a completa extração do pigmento*”.

Para as variáveis DQO, SSV e clorofila, os resultados indicaram que as variações nos níveis de radiação solar não afetaram as concentrações dessas variáveis no efluente ($p > 0,05$, pelo teste de Kruskal-Wallis).

Nitrogênio

As concentrações de NTK, NH_3 , N_{org} e NO_3 no afluente e no efluente das LATs são apresentadas na Tabela 3, assim como as respectivas eficiências de remoção.

Tabela 3. Concentração das formas de nitrogênio (média \pm DP) nos efluentes das LATs e respectivas eficiências de remoção, n=38.

Variável	Unidade	UASB	LAT1	LAT2	LAT3	LAT4
NTK		51,6 \pm 11,3	26,3 \pm 11,1 (49%)	20,3 \pm 9,8 (61%)*	25,3 \pm 7,2 (51%)	28,5 \pm 10,8 (44,7%)
NH ₃	mg.L ⁻¹	40,4 \pm 9,3	14,4 \pm 9,9(64%)	9,02 \pm 8,3 (78%)*	13,0 \pm 7,1 (68%)	17,1 \pm 10,1 (58%)
Norg		4,8 \pm 5,6	9,5 \pm 10,9(6,2%)	12,2 \pm 13,5(- 0,8%)	12,4 \pm 12,0(- 9,7%)	7,6 \pm 7,8 (-1,8%)
NO ₃		4,9 \pm 5,6	9,5 \pm 10,9	12,3 \pm 13,5	12,4 \pm 12,1	7,6 \pm 7,8

*Estatisticamente diferente, pelo teste de Kruskal-Wallis, a 5% de significância

As remoções de NTK, de 44,7 a 60,6% encontram-se próximas à faixa citada por García et al.(2006), de 57 a 73%, que trabalhou com TDH variando entre 4 e 10 dias. As eficiências observadas para amônia, entre 57,6 e 77,7% encontram-se na faixa também observada por Phang et al.(2001), de 41 a 95%, próximos ao encontrado por Aslan and Kapdan(2006) e Bahlaoui et al.(1997), de 72 e 67%, respectivamente, e superiores ao citado por Lau et al.(1995), de 45%, que operou experimento semelhante, com sistema aberto, na presença de bactérias e protozoários interagindo com a biomassa algal.

A taxa de remoção da amônia em relação à área observada foi de 1.900 a 2.500 mg.m⁻².d⁻¹, próxima à obtida por Zimmo et al.(2003) que variou entre 480 a 2.495 mg.m⁻².d⁻¹, em lagoas de alta taxa trabalhando com vazão 0,380m³.d⁻¹.

As eficiências de remoção de N_{org} próximas a zero, e negativas em alguns casos, indicam que o nitrogênio presente na forma orgânica degradada pelas bactérias foi assimilado em uma mesma proporção pelas algas. E sugerem ainda, que essa não tenha sido a fração mais relevante na remoção de nitrogênio nesse caso.

A Figura 13 ilustra as frações das formas de nitrogênio encontradas no afluente (UASB) e nas LATs.

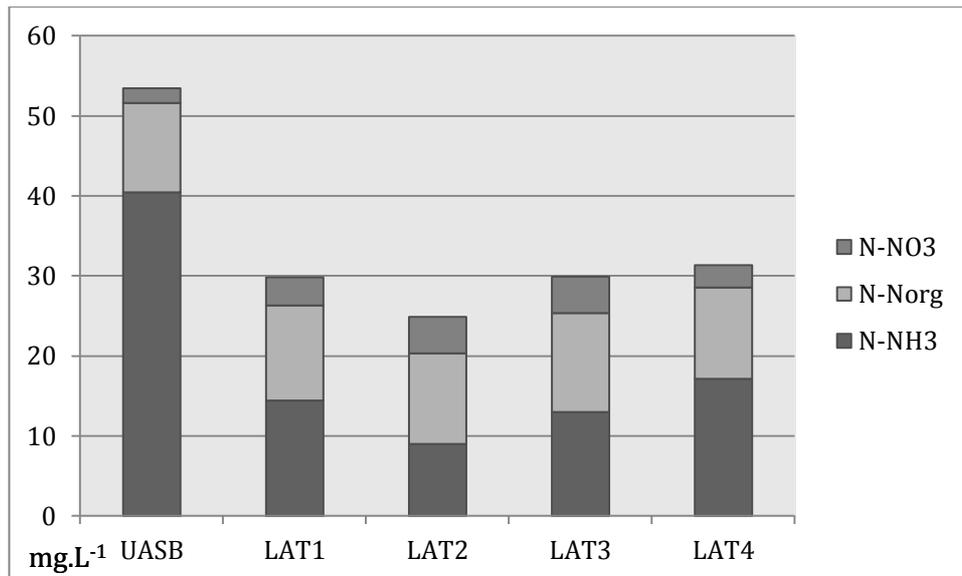


Figura 13. Concentrações de nitrato (N-NO₃), nitrogênio orgânico (N-Norg) e nitrogênio amoniacal (N-NH₃) no afluente e nos efluentes das LATs. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

A comparação dos resultados permite a observação de que, para todas as LATs, a remoção de amônia equivale à aproximadamente 100% da remoção de NTK (100,2, 99,1, 103,7 e 100,2%, para as LATs 1, 2, 3 e 4, respectivamente). As porcentagens maiores do que 100% estão relacionadas ao N_{org}, também incluído no valor de NTK, que apresentou ligeiro aumento nessas unidades (1, 3 e 4).

O aumento na concentração de nitrato em relação ao afluente (Tabela 3) indica a formação do íon nitrato e a provável presença de bactérias nitrificantes, dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, que oxidam a amônia a nitrato como forma de obtenção de energia (WHITE, 2000).

O consumo do nitrato não foi expressivo, à medida que as microalgas, assim como as bactérias, assimilam preferencialmente espécies de nitrogênio em forma de amônia, sempre que esta se encontra presente (WHITE, 2000). Segundo García et al. (2000), a desnitrificação pode ser considerada insignificante em lagoas de alta taxa, já que ocorre em condições anaeróbias, usualmente via processos fermentativos (WHITE, 2000).

Para as variáveis NTK e NH_3 , os resultados indicaram que as variações nos níveis de radiação solar afetaram as concentrações dessas variáveis no efluente, apenas para a LAT2, que se mostrou mais eficiente ($p < 0,05$, pelo teste de Kruskal-Wallis). Para a variável N_{org} as diferenças não se mostraram significativas ($p > 0,05$, pelo teste de Kruskal-Wallis).

A definição da LAT2 como mais eficiente na remoção de NTK e amônia pode estar relacionada à perda de amônia por volatilização e os altos valores de pH observados nessa lagoa. Sabe-se a volatilização da amônia depende do pH e da temperatura (PARK et al., 2010), e a LAT2 apresentou os maiores valores máximos de pH em 45% dos eventos de coleta, e as temperaturas médias e máximas pouco variáveis (menos de 1°C entre as unidades).

Apesar de não se ter especificamente analisado as vias de remoção de N nas LATs, os resultados sugerem a volatilização da amônia como o principal mecanismo de remoção de N, nessa configuração de lagoa. Tal afirmação está de acordo com o observado por Park e Craggs (2011), Aslan e Kapdan (2006) e García et al. (2006). Diversos autores, no entanto, ainda divergem no que diz respeito ao que seria o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em LATs, como é o caso de Noüe e Bassères (1989), que a atribuem, sobretudo, à assimilação pelas algas. Zimmo et al. (2003), que determinaram os processos de nitrificação e desnitrificação como mais significativos. Zimmo et al. (2003) e Woertz et al. (2009), concluíram que, respectivamente, menos de 1,5 e 7%, da remoção de amônia é explicada pela volatilização do nitrogênio amoniacal.

Diante do exposto, vale observar que, em unidades de tratamento de esgoto como as lagoas de alta taxa, que se baseiam em processos biológicos e por isso são altamente sensíveis às condições ambientais e operacionais, mostra-se delicada a definição de determinados mecanismos como principais formas de remoção de maneira generalizada. Porém, se resguardadas as condições em que o experimento foi conduzido, a consideração da volatilização da amônia como principal mecanismo de remoção pode ser válida.

Tais resultados permitem a conclusão de que a redução da luminosidade incidente da ordem de 30% influenciou favoravelmente a remoção de nitrogênio.

Fósforo

As eficiências médias de remoção de fósforo solúvel variaram entre 8,5 e 17,8% e para fósforo total entre 9,3 e 16,4% (Tabela 4). Godos et al. (2009) também observaram eficiências de remoção de fósforo menores do que 10%, apesar das altas eficiências relacionadas à matéria orgânica e nitrogênio. De acordo com o autor, a alta capacidade de tamponamento encontrada nas águas residuárias utilizadas interfere negativamente na precipitação abiótica do íon fosfato. Moutin et al. (1992), que utilizaram TDH entre 4 e 8 dias, apesar de observar maiores eficiências de remoção (22 a 28%), apresentaram maiores concentrações no efluente, entre 8,8 e 8,1 mg.L⁻¹.

Tabela 4. Concentrações de fósforo total e solúvel (média ± DP) no afluente e nos efluentes das LATs e respectivas eficiências de remoção (n=38)

Variável	Unidade	UASB	LAT1	LAT2	LAT3	LAT4
Ptotal	mg.L ⁻¹	5,8 ± 1,2	5,0 ± 1,3 14,5%	4,9 ± 1,3 16,4%	5,3 ± 1,19,3%	5,1 ± 1,1 12,6%
Psolúvel		4,8 ± 1,2	4,1 ± 1,3 13,8%	3,9 ± 1,117,8%	4,4 ± 1,08,5%	4,2 ± 1,211,8%

A Figura 14 ilustra as frações de solúvel e insolúvel no efluente das lagoas.

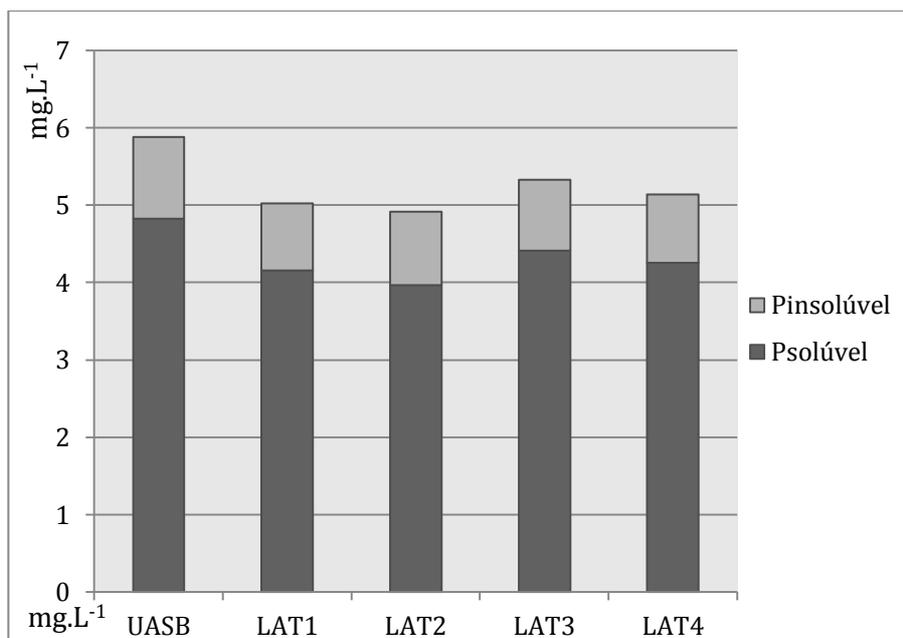


Figura 14. Concentrações de fósforo solúvel e insolúvel no afluente e nos efluentes das LATs. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

Os resultados indicaram que a remoção de fósforo se deu principalmente através da remoção de fósforo solúvel, visto que as concentrações de fósforo insolúvel apresentaram pequenas variações entre o afluente e efluente.

Segundo Powell et al. (2009), a remoção de fósforo em consórcios de algas e bactérias envolvem desde assimilação na forma de biomassa e compostos polifosfatados intracelulares até a precipitação, a altos valores de pH e é altamente sensível a variações na concentrações de fosfato, intensidade luminosa e temperatura.

A baixa relação C:N:P do afluente pode ser considerada o fator restritivo para a remoção por assimilação dos nutrientes, à medida que a baixa disponibilidade de carbono representa o fator limitante para o crescimento da biomassa e portanto, na retenção dos nutrientes na forma orgânica. De acordo com Benemann (2003), é comum a produção algal ser limitada pela concentração de carbono devido à baixa concentração C:N das águas residuárias.

As variações na radiação solar incidente não afetou significativamente as eficiências de remoção de fósforo nas lagoas ($p > 0,05$).

Coliformes totais e *E. coli*

A média geométrica das concentrações de coliformes totais e *E. coli* no afluente e nos afluentes às lagoas são apresentados na Tabela 5, assim como os respectivos números de logs removidos. De acordo com os valores encontrados para coliformes totais, na faixa de 1,48 a 1,91, as LATs mostraram-se mais eficientes do que outros experimentos semelhantes já citados, que removeram em média 0,92 a 0,99 (Bahlaoui et al., 1997) e 1,08 (Hamouri et al., 1994) unidades logarítmicas de coliformes totais e próximos aos encontrados por Craggs et al. (2004) que, porém, trabalhou com alimentação em batelada, e registrou 2 log de remoção em dois dias de detenção do efluente.

Tabela 5. Concentração de coliformes totais e *E. coli* no afluente e nos efluentes das LATs e respectivos números de logs removidos (n=31)

Variável	Unidade	UASB	LAT1	LAT2	LAT3	LAT4
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	3,15E+06	7,51E+04 (1,61)	3,79E+04 (1,91)	8,37E+04 (1,56)	8,75E+04 (1,54)
<i>E. coli</i>		5,21E+03	9,30E+03 (1,48)	4,32E+03 (1,84)	9,15E+03 (1,71)	8,55E+03 (1,55)

Em que pese o fato de a luz solar ser considerada para muitos autores o fator predominante para desinfecção nas lagoas (CRAGGS et al. 2004; CURTIS et al., 1992; DAVIES-COLLEY et al. 2000), não foram observadas diferenças significativas de remoção de coliformes totais e *E. coli* apesar das reduções na ordem de até 55% da intensidade luminosa incidente às LATs ($p > 0,05$, pelo Teste de Kruskal-Wallis).

De acordo com Curtis et al. (1994), a atenuação da luz solar, ou decaimento através de absorção e dispersão, ocorre muito fortemente nesses sistemas. A eficiência de desinfecção da luz solar é dependente dos comprimentos de onda presentes e da quantidade de luz, cuja atenuação em ambiente aquático vai depender das propriedades físico-químicas da água, incluindo sólidos suspensos e dissolvidos, algas e turbidez. Assim, as diferentes respostas desses

parâmetros aos diferentes níveis de radiação tornam difícil a predição da eficiência de desinfecção nesses ambientes turvos, como já havia sido constatado por estudos anteriores (MARTIN e FALLOWFIELD, 1989; FALLOWFIELD et al., 1992).

Além disso, diversos outros fatores relacionados à desinfecção como pH e OD, também respondem às variações na luz solar. Pode-se ainda citar como mecanismos de desinfecção a ação bacteriostática e bactericida de substâncias excretadas pelo fitoplâncton, cujo crescimento também está fortemente relacionado à presença de radiação (TROUSSELLIER et al., 1986).

As Figuras 15 e 16 ilustram as médias das variáveis SST, OD, radiação incidente, radiação subaquática e os números de logs removidos, respectivamente para coliformes totais e *E. coli*.

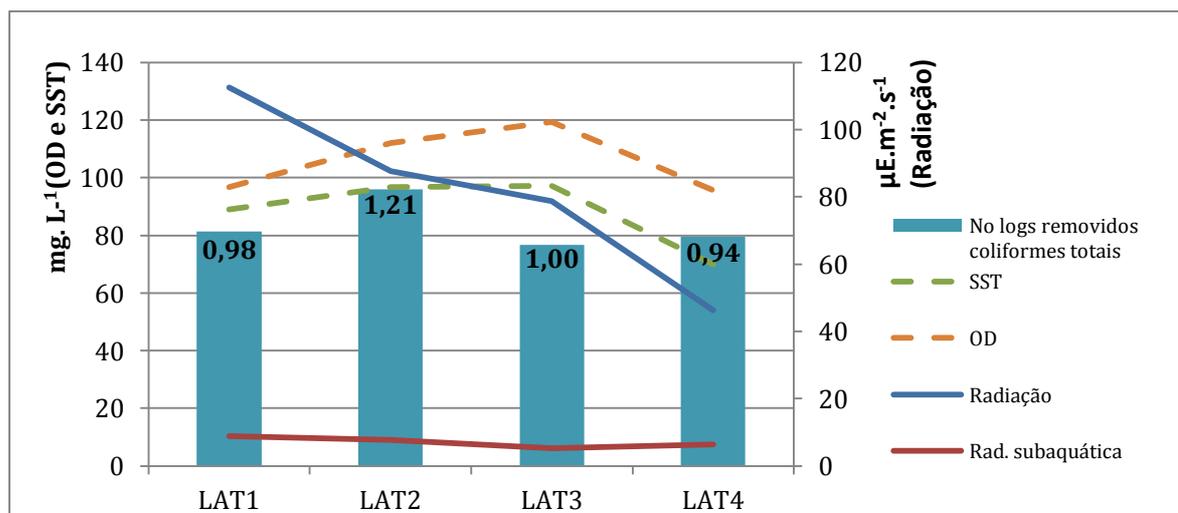


Figura 15. Radiação incidente e radiação subaquática nas LATs, concentração de SST e OD no efluente das LATs e números de logs removidos de coliformes totais. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

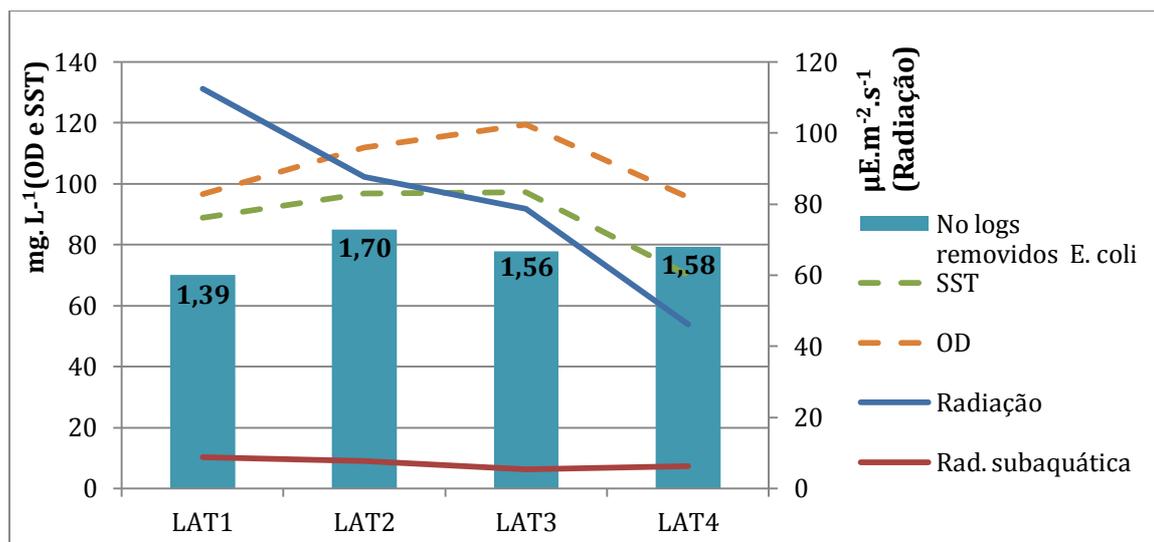


Figura 16. Radiação incidente e radiação subaquática nas LATs, concentração de SST e OD no efluente das LATs e números de logs removidos de *E. coli*. Viçosa-MG. Maio a dezembro de 2011, n=38.

A comparação entre os resultados das LATs1 e 2, por exemplo, permite a seguinte observação: apesar da radiação incidente à LAT1 ser maior, as condições propiciadas pela cobertura da LAT2 resultaram em maiores concentrações de oxigênio dissolvido e a LAT2 mostrou-se mais eficiente na remoção dos organismos indicadores. Para as LATs3 e 4, pode-se sugerir que o baixo nível de radiação incidente à LAT4, foi compensado pela baixa concentração de sólidos suspensos, resultando em maiores valores de radiação subaquática e taxa de inativação.

Tais especulações, mais do que tentar equacionar essas relações, intencionam evidenciar a complexidade da interação entre nível de radiação solar e desinfecção em lagoas de alta taxa e a necessidade de estudos que aprofundem o conhecimento em relação a esses fatores.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam a eficiência das lagoas de alta taxa como eficiente unidade de pós-tratamento de efluente de reator UASB, especificamente para remoção de nutrientes e microrganismos indicadores. As produtividades médias de 5,3 a 7,4g de SST.m⁻².d⁻¹ também sugerem a viabilidade de produção de biomassa a partir desses sistemas. Os resultados indicaram que a redução de 60% da radiação incidente afetou negativamente a temperatura e os valores de pH, e a redução de 30% afetou positivamente a produção de OD. Para a remoção de nitrogênio, a redução de 22% da radiação incidente resultou em maiores eficiências de remoção de NTK e NH₃. As concentrações das variáveis DQO, SSV, clorofila, N_{org}, NO₃ e as eficiências de remoção P_{total} e P_{solúvel} não foram afetadas pela variação na radiação incidente. Apesar da consideração de que o efeito da luz solar seja o principal mecanismo de desinfecção em lagoas de tratamento de esgoto, as reduções da ordem de 60% da radiação incidente não afetaram a remoção de coliformes totais e *E. coli*. Esses resultados evidenciam a complexidade de interação entre os fatores responsáveis pela desinfecção do afluente, entre eles principalmente radiação solar, pH, OD.

Assim, esse resultado comprovaria a hipótese de que a suavização da intensidade luminosa, através da instalação de cobertura, pode ser vantajosa quando se objetiva o cultivo de biomassa em lagoas de alta taxa. Em relação à remoção de nitrogênio, a LAT coberta com sombrite 30% mostrou-se superior no que diz respeito à eficiência de remoção de NTK e amônia. A definição da sombrite 30% como mais eficiente na remoção de nitrogênio, se comparada ao fato de que a cobertura de plástico apresentou as maiores concentrações de biomassa algal, levam à inferência de que a assimilação pelas microalgas talvez não seja o principal mecanismo de remoção nesse caso, indicando a volatilização da amônia como tal. Apesar das reduções de até 55% da intensidade luminosa incidente às LATs, a remoção de organismos indicadores

não se apresentou significativamente diferente para as diferentes formas de cobertura avaliadas, o que remete à interação de outros fatores que não à exposição à luz solar no processo de desinfecção, como a produção de toxinas por algumas espécies de algas, disseminação do substrato disponível e o aumento de pH e OD, que podem acelerar a taxa de decaimento bacteriano. A suavização da intensidade luminosa incidente às LATs pode, portanto, favorecer os mecanismos envolvidos tanto no âmbito do tratamento de esgoto quanto no que tange a produção de biomassa, sem que isso represente prejuízo aos processos de desinfecção.

REFERÊNCIAS

- APHA, A. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 Ed., Washington, D.C. 2005.
- ASLAN, S; KAPDAN, I. K. Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. **Ecological Engineering**, v. 28(1), p. 64-70. 2006.
- BAHLAOUI, M. A., BALEUX, B.; FROUJI, M. A. The effect of environmental factors on bacterial populations and community dynamics in high rate oxidation ponds. **Water Environment Research**, v. 7(6), p. 1186-1197, 1998.
- BAHLAOUI, M. A., BALEUX, B.; TROUSSELLIER, M. Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. **Water Research**, v. 31(3), p. 630-638, 1997.
- BATISTA, A. P. et al. Microalgae biomass interaction in biopolymer gelled systems. **Food Hydrocolloids**, v. 25(4), p. 817-825, 1997.
- BECKER, E. W. **Microalgae. Biotechnology and Microbiology**. Cambridge University Press. 1994.
- BENEMANN, J. R. **Biofixation of CO₂ and greenhouse gas abatement with microalgae – technology roadmap**. Preparadopara o U.S. Department of Energy National Energy Technology Laboratory, No. 7010000926. 2003. 2003.
- BENEMANN, J. R.; OSWALD, W. J. **Systems and economic analysis of microalgae ponds for conversion of CO₂ to biomass**. Final Report, Subcontract XK 4-04136-06, Pittsburgh Energy Technology Center Grant No. DE-FG22-93PC93204. 1996. 1996.
- BOLTON, N.F., et al. Mechanisms of sunlight inactivation of common microbial indicators in waste stabilisation ponds. In: 9th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds, 9, Adelaide, 2006. **Proceedings...** Adelaide. International Water Association, 2011.
- BOLTON, N.F.; CROMAR, N.J.; BUCHANAN, N.A. Variations in sunlight attenuation in waste stabilisation ponds and environmental waters Mechanisms of sunlight inactivation of common microbial indicators in waste stabilisation ponds. In: 9th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds, 9, Adelaide, 2006. **Proceedings...** Adelaide. International Water Association, 2011.
- BOLTON, J. R. **Solar photoproduction of hydrogen**. IEA Technical report. Preparado para prepared for the Hydrogen Program of the International Energy Agency. London, Ontario, Canada. 1996.
- BOROWITZKA, M. A. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. **Journal of Biotechnology**, v. 70, p.313–21, 1999.
- BOROWITZKA, M.A. Microalgae as sources of pharmaceuticals and other biologically active compounds. **Journal of Applied Phycology**, v. 7, p. 3-15, 1995.

- BOROWITZKA, M. A.; BOROWITZKA, L. J. **Micro-algal biotechnology**. Cambridge University Press, Cambridge. 1988.
- BRASIL. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/110257.htm> Acesso em 05 de janeiro de 2012.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm> Acesso em 05 de janeiro de 2012.
- BURLEW, J. S. **Algal culture from laboratory to pilot plant.**, Carnegie Institution, Washington D. C. 1953.
- CHINNASAMY, S., et al. Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications. **Bioresource Technology**, v. 101(9), p. 3097-3105, 2010.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, p. 294-306. 2007.
- COLLEY, D. R. J., DONNISON, A. M.; SPEED, D. J. Inactivation of fecal indicator micro-organism in water stabilization ponds: Interaction of environmental factors with sunlight. **Water Research**, v. 33(5), p. 1220-1232. 1999.
- COSTA, R. H. R.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C. High-rate pond for treatment of piggery wastes. **Water Science and Technology**, v. 42(10-11), p. 357-362, 2000.
- CRAGGS, R. J.; SHUTERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology** v. 24, p. 329-337. 2012.
- CRAGGS, R. J., et al. Algae biofuel from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, p. 660-665. 2011.
- CRAGGS, R. J., et al. Algal biofuel from wastewater treatment high rate algal ponds." In: 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 8, Belo Horizonte-MG, Brasil. **Anais...** Belo Horizonte, 2009.
- CRAGGS, R. J. Advanced Integrated Wastewater Ponds. In: Shilton, A. (ed). **Pond Treatment Technology**. IWA Scientific and Technical Report Series. IWA, London, UK, pp. 282-310. 2005.
- CRAGGS, R. J., et al. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. **Ecological Engineering**, v. 22(2), p. 113-122, 2004.
- CRAGGS, R. J., et al. Advanced ponds systems: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48(2), p. 259-267, 2003.

- CRAWLEY, M. J. **The R. Book**, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester.2007.
- CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J.; MARTIN, N. J. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture.**Water Science and Technology**, v. 34(11), p. 133-140.1996.
- CURTIS, et al. Light penetration in waste stabilization ponds.**Water Research** v. 28(5), p.1031-1038. 1994.
- CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. **Water Science and Technology**, v. 26(7,8), p. 1729-1738, 1992.
- DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.;SPEED, D. J. Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. **Water Science and Technology**, v. 42(10-11), p. 149-158, 2000.
- de la NOÛE, J.; BASSÈRES, A. Biotreatment of anaerobically digested swine manure with microalgae.**Biological wastes**, v. 29(1), p. 17-31, 1989.
- EL HAMOURI, B.; RAMI, A.; VASEL, J. L. The reasons behing the performance superiority of high rate algal pond over three facultative ponds in series. **Water Science and Technology**, v. 48(2), p. 269-276, 2003.
- ERGANSHEV, A. E.; TAJIEV, S. H. Seasonal variations of phytoplankton numbers.**ActaHydrochim.Hydrobiology**.V. 14, p. 613–625, 1986
- FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, L. M. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables.**Water Science and Technology**, v. 34(11), p. 141-147.1996.
- FALLOWFIELD, H.J., et al. Validation of computer models for high rate algal pond operation for wastewater treatment using data from Mediterranean and Scottish pilot scale systems. In: 'Waste Water Management in Coastal Areas'. Montpellier Conference, 1992.**Water Science and Technology**.v.25,p. 215-224, 1992.
- FRANCO, M. C. **Cultivation of microalgae in a high irradiance area**. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 2011.
- GARCÍA, J., et al. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater.**Bioresource Technology**, v. 97(14), p. 1709-1715.2006.
- GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, p.331-339, 2000.
- GERHARDT, M.B., et al. Removal of selenium using anovel algal bacteria process. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation**.v. 63, p.779–805,1991.
- GODOS, I. et al. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates.**Bioresource Technology**, v. 100(19), p. 4332-4339, 2009.
- GOLDMAN, J.C. Outdoor algal mass cultures – II. Photosynthetic yield limitations. **Water Research**,v. 13, p.119-136, 1979.

- GÓMEZ, E., et al. Ammonia elimination processes in stabilization and high-rate algal pond systems. **Water Science and Technology**, v.31(12), p.303-312, 1995.
- HAMMOUDA, O.; GABER, A.; ABDEL-RAOUF, N. Microalgae and wastewater treatment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.31 (3), p. 205–210, 1995.
- HAMOURI, B. E., et al. High rate pond performances in fecal-coliforms and helminth egg removals. **Water Science and Technology**, v. 28(1), p.171-174, 1994.
- HEUBECK, S.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. Influence of CO₂ scrubbing from biogas on the treatment performance of a high rate algal pond. **Water Science and Technology**, v. 55(11), p. 193, 2007.
- IBRAHEEM, I.B.M. Utilization of certain algae in the treatment of wastewater. Ph.D. Thesis, Fac. of Sci. Al-Azhar Univ., Cairo, Egypt, pp. 1998/
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2008). “Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.” Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pn_sb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2012.
- JENSEN, G. S.; GINSBERG, D.I.; DRAPEAU, M.S. Blue-green algae as an immuno-enhancer and biomodulator. **Journal - American Nutraceutical Association**, v. 3, pp. 24–30, 2001;
- KAPLAN, D.; CHRISTIAEN, D.; ARAD, S. Binding of heavy metals by algal polysaccharides. In: Stadler, T., Mollion, J., Verdus, M.C., Karamanos, Y., Morvan, H., Christiaen, D. (Eds.), **Algal Biotechnology**, Elsevier Applied Science, London, pp. 179–187. 1988.
- KIRK, J.T.O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1994.
- LAU, P. S.; TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of algal density on nutrient removal from primary settled wastewater. **Environmental Pollution**, v. 89(1), p. 59-66, 1995.
- LAM, M. K. E LEE, K. T. Microalgae biofuels: A critical review of issues, problems and the way forward. **Biotechnology Advances**, v.30(6), p.673-690, 2011.
- LEE, J. W.; METS, L; GREENBAUM, E. Improvement of photosynthetic CO₂ fixation at high light intensity through reduction of chlorophyll antenna size. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 98-100(100), p. 11.2002/
- LIM, S. L.; CHU, W. L.; PHANG, S. M. Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. **Bioresource Technology**, v.101(19), p. 7314-7322. 2010.
- MANN J. E.; MYERS, J. On pigments, growth and photosynthesis of *Phaeodactylum tricorutum*. **Journal of Phycology**, v.1968;4:349–55; 2010.
- MARTIN, N.J.; FALLOWFIELD, H.J. Computer modelling of algal waste treatment systems. **Water Science and Technology**, v.21, p. 1657-1660, 1989.

- MOHAMED, N.A. **Application of algal ponds for wastewater treatment and algal production.** M.Sc. Thesis, Fac.of Sci. (Cairo Univ.) Bani-Sweef Branch, 1994.
- MOLINA-GRIMA, E. Microalgae mass culture methods." In: **Encyclopedia of Bioprocess Technology: Fermentation, Biocatalysis and Bioseparation.**, FLICKINGER, M. C.; DREW,S. W. (ed)., Jonh Wiley.
- MOUTIN, T., et al. Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: Theoretical and experimental results. **Water Research**, v. 26(11), p. 1445-1450, 1992.
- MUNOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of harzardous contaminants: a review. **Water Research**, v. 40, p. 2799-2815, 2006.
- NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high rate ponds.**Water Science and Technology**,v.31(12), p.33–43, 1995.
- OGBONNA, J. C.; TANAKA, H. Light requirement and photosynthetic cell cultivation–Development of processes for efficient light utilization in photobioreactors.**Journal of Applied Phycology**, v. 12, p. 207-218.2000.
- OLAIZOLA, M. Commercial development of microalgal biotechnology: from the test tube to the marketplace.**Biomolecular Engineering**, v.20(4–6), p. 459-466.2003.
- ONO, E., CUELLO, J.L., 2007. Carbon dioxide mitigation using thermophilic cyanobacteria. *Biosystems Engineering* 96(1): 129–134
- OSWALD, W. J. (1973). "Productivity of algae in sewage disposal." *Solar Energy*, 15(1), 107-117.
- OSWALD, W. J. (1988). "Micro-algae and waste-water treatment." In: *Micro-algal biotechnology*
- OSWALD, W. J. e GOLUEKE, C. G. (1960). "Biological Transformation of Solar Energy." In: *Advances in Applied Microbiology*, W. U. Wayne, ed., Academic Press, 223-262.
- PALMER, C.M. Algae in american sewage stabilization's ponds.*Rev. Microbiol. (S-Paulo)* v. 5, p. 75–80 , 1974
- PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. Ammonia Nitrogen Removal in Facultative WastewaterStabilization Ponds, *Jour. WPCF*, v. 54 (4), p. 2148.1982.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high ratealgal ponds with carbon dioxide addition.**Water Science & Technology**,v.9, p. 1758-1764, 2011.
- PARK, J., et al. Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga *Scenedesmus sp.***Bioresource Technology**, v. 101(22), p.8649-8657, 2010.
- PEARSON, H.; MARA, D. D.; MILLS, S. W. Physicochemical parameters influencing fecal coliform survival in wastewater stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 19(12), p. 145-152.1987.
- PHANG, S. M., et al. High rate algal ponds for treatment of wastewater: a case study for the rubber industry. In: **Photosynthetic Microorganisms in**

- Environmental Biotechnology.** KOJIMA,H.; LEE,Y. K. (eds), Springer-Verlag, Hong Kong, 51-76.2001.
- PHANG, S. M. et al. Spirulina cultivation in digested sago starch factory wastewater. **Journal of Applied Phycology**,v. 12(3), p. 395-400.2000.
- PHANG, S. M.; ONG, K. C. Algal biomass production in digested palm oil mill effluent.**Biological wastes**,v. 25, p. 177-191, 1988.
- PICOT, B. et al. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond.**Water Science and Technology**, v. 25(12), p. 197-206, 1992.
- PINTO, M. A. T.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoas de alta taxa. **Revista DAE**, v.161 p.6-13, 1991
- PITTMAN, J. K., DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, v. 102(1), p.17-25, 2011.
- POULIOT, Y.; TALBOT, P.; DE LA NOUE, J..Biotraitement du purinde pore par production de biomass.Entropiev.130 (131), p. 73–77.1986.
- POWELL, N. et al.\Towards a luxury uptake process via microalgae – Defining the polyphosphate dynamics. **Water Research**, v.43(17), p. 4207-4213.2009.
- POLPRASERT, C. Organic Waste Recycling Technology and Management. IWA, London. 2007.
- PRASIL, O., ADIR, N.; OHAD, I. Dynamics of photosystem II: mechanisms of photoinhibition and recovery processes. In: Barber J (ed) **Topics in photosynthesis**, the photosystems: structure, function and molecularbiology, vol 11. Elsevier, Amsterdam, pp 295–348. 1992.
- R-DEVELOPMENT-CORE-TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R. founding for Statistical Computing., Vienna, Austria.2010.
- RAWAT, I., et al.Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, v. 88(10), p. 3411-3424.2011.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2nd ed., McGraw-Hill, 1995. 434 p.
- RICHMOND, A. Principals for attaining maximal microalgal productivity in photobioreactors: an overview.**Hidrobiologia**, v. 512, p. 33-37, 2004.
- RODOLFI, L., et al. Microalgae for Oil: Strain Selection, Induction of Lipid Synthesis and Outdoor Mass Cultivation in a Low-Cost Photobioreactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 102(1), p.100-112, 2009.
- SANEPAR. COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. Relatório anual de administração e demonstrações contábeis. 2009. Disponível em < <http://www.sanepar.com.br/>>. Acesso em 21 de janeiro de 2012.
- SHEEHAN, J. A look back at the U.S. Department of Energy's aquatic species program-Biodiesel from algae .TP-580-24910.1998.

- SILVA, A. V. A.; VON SPERLLING, M.; OLIVEIRA FILHO, J. M. Avaliação das unidades de tratamento do lodo em uma ete de lodos ativados convencional submetida a distintas estratégias operacionais. Nota técnica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12 no.2. 2007.
- SINGH, J.; GU, S. Commercialization potential of microalgae for biofuels production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14(9), p. 2596-2610, 2010.
- SPOLAORE, P. et al. Commercial applications of microalgae. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 101(2), p. 87-92, 2006.
- SYDNEY, E. B. et al. Screening of microalgae with potential for biodiesel production and nutrient removal from treated domestic sewage. **Applied Energy**, v. 88(10), p.3291-3294, 2011.
- VONSHAK, A.; GUY, R. Photoadaptation, photoinhibition and productivity in the blue-green alga, *Spirulina platensis* grown outdoors. **Plant, Cell & Environment**, v. 1992, p.613-616.1992.
- TALBOT, P., et al. Absorption of CO₂ in algal mass culture systems: A different characterization approach. **Biotechnology and Bioengineering**, v.37, p. 834-842.
- TAMPIER, M. **Microalgae Technologies & Processes for Biofuels/Bioenergy Production** In: Current Technology, Suitability & Barriers to Implementation Prepared for The British Columbia Innovation Council. 2009.
- TROUSSELLIER, M.; LEGENDRE, P; BALEUX, B. Large scale of the evolution of bacterial densities in an eutrophic production of algae (sewage lagoons). **Microbial Ecology**, v.12, p. 355-379, 1986.
- von SPERLING, M; CHERNICHARO, C. A. **Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias, domésticas e industriais**. In: Seminário Internacional. Belo Horizonte. 236p. 1996.
- WHITE, D. **The physiology and biochemistry of prokaryotes**. 2 Ed., Oxford University Press, New York.2000
- WHITLAM, G. C.; CODD, G. A. Damage to microorganisms by light. **Spec. Publ. Soc. Gen. Microbiol.**, v. 17, p. 129-169, 1986.
- WIJFFELS, R. H.; BARBOSA, M. J. An Outlook on Microalgal Biofuels. In: **Science**, p.796-799, 2012.
- WOERTZ, I., et al. Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid production for biofuel feedstock. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, p. 129-137. 2009.
- ZAID-ISO. **Water pollution in the Natural Rubber Industry**. Special coordination Meeting of the working group on environmental biotechnology. Kuala Lumpur, October 1990.1990.
- ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. **Water Research**, v. 37(19), p. 4587-4594, 2003.

