

DANIELLE BIAJOLI VIEIRA

**CULTIVO DE *Chlorella* sp. EM FOTOBIOREATOR SUPLEMENTADO COM  
GÁS DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PERIGOSOS E AVALIAÇÃO  
DE SEQÜESTRO DE DIÓXIDO DE CARBONO PARA PRODUÇÃO DE  
BIOMASSA**

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

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2011

DANIELLE BIAJOLI VIEIRA

**CULTIVO DE *Chlorella* sp. EM FOTOBIORREATOR SUPLEMENTADO COM GÁS DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PERIGOSOS E AVALIAÇÃO DE SEQÜESTRO DE DIÓXIDO DE CARBONO PARA PRODUÇÃO DE BIOMASSA**

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

APROVADA: 27 de junho de 2011.

---

Maria Lúcia Calijuri

---

Alisson Carraro Borges

---

Jane Sélia dos Reis Coimbra

---

Márcio Arêdes Martins

(Coorientador)

(Orientador)

## AGRADECIMENTOS

A realização desta pesquisa não seria possível sem o compromisso de uma equipe competente e dedicada.

Agradeço à Ana Livia Caneschi, Leonardo Barbosa, Lidiane Covell, Lucas Corrêdo e Rosana Mendonça pela dedicação e pelas horas cansativas nos laboratórios. Tenho total ciência que sem vocês e seus trabalhos impecáveis nada teria acontecido.

Ao Marcelo Coelho e Michel Santos pelo empenho a um trabalho que tomaram como seu. Sem a competência de vocês e a dedicação o projeto não se concretizaria.

À Mariana e ao Jimmy pela paciência e transferência de ensinamentos aos engenheiros leigos na arte da biologia.

Às professoras Rosane Aguiar e Jane Coimbra pelas valiosas contribuições e pela infra-estrutura cedida.

Ao professor Márcio Arêdes Martins pela arte de ensinar de maneiras existentes e inexistentes. Pela paciência e dedicação que tornou essa pesquisa factível. Pela sapiência que somente um professor raro poderia despendar.

Às chefes Juliana Coelho e Rejana Santana, pela compreensão e flexibilidade.

À minha família pelo apoio de sempre.

Ao meu namorado, Jorge Salim, pela paciência, apoio e por um carnaval suprimido em laboratórios.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT .....	vii
1 Introdução Geral.....	1
2 Potencial de seqüestro de gases de incineração de resíduos pelo cultivo da cepa <i>Chlorella</i> sp.....	5
2.1 Introdução .....	5
2.1.1 Variedade de Cepas .....	9
2.1.2 Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e Créditos de Carbono .....	10
2.2 Objetivos .....	13
2.2.1 Objetivo Geral.....	13
2.2.2 Objetivos Específicos.....	13
2.3 Material e Métodos.....	14
2.3.1 Cultivo da microalga .....	14
2.3.2 Suplementação de dióxido de carbono.....	15
2.3.2.1 Construção do incinerador.....	16
2.3.3 Seqüestro de emissões atmosféricas de incineradores.....	22
2.3.4 Análises .....	22
2.3.4.1 Quantificação da biomassa e determinação da massa seqüestrada de dióxido de carbono .....	22
2.3.4.2 Contagem de células .....	23
2.3.4.3 Clorofila.....	24
2.3.5 Análise estatística .....	25
2.4 Resultados e Discussão.....	26
2.4.1 Condições de operação do incinerador e do cultivo .....	26
2.4.1.1 Temperatura da câmara de combustão .....	27
2.4.1.2 Gases de combustão.....	29
2.4.1.3 Temperatura do cultivo .....	33

2.4.1.4 Intensidade Luminosa .....	34
2.4.2 Quantificação da biomassa e determinação da massa seqüestrada de dióxido de carbono .....	36
2.4.3 Taxa de crescimento específica ( $\mu$ ) .....	41
2.4.4 Contagem de células .....	43
2.4.5 Clorofila.....	45
2.5 Conclusões .....	50
3 Avaliação do teor de lipídeos do cultivo de <i>Chlorella</i> sp. suplementado com gás de incineração em meio com baixo teor de nitrogênio .....	51
3.1 Introdução .....	51
3.1.1 Conteúdo Celular .....	52
3.1.2 Fatores intervenientes no crescimento das microalgas .....	55
3.2 Objetivos .....	59
3.3 Material e Métodos.....	59
3.3.1 Cultivo da microalga .....	59
3.3.2 Construção do incinerador .....	60
3.3.3 Análises .....	62
3.3.3.1 Extração e quantificação de lipídeos .....	62
3.3.4 Análise estatística .....	63
3.4 Resultados e Discussão.....	63
3.4.1 Lipídeos .....	63
3.5 Conclusões .....	66
4 Conclusões Gerais .....	67
5 Referências Bibliográficas .....	68

## RESUMO

VIEIRA, Daniele Biajoli., M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2011. **Cultivo de *Chlorella* sp. em fotobiorreator suplementado com gás de incineração de resíduos sólidos perigosos e avaliação de seqüestro de dióxido de carbono para produção de biomassa.** Orientador: Márcio Arêdes Martins. Co-orientadores: Jane Sélia dos Reis Coimbra e Rosane Maria de Aguiar Euclides.

O seqüestro de gases causadores de aquecimento global tem sido pauta de inúmeros projetos em que organismos fotossintetizantes absorvem dióxido de carbono e transformam-no em biomassa. Microalgas possuem aparato fotossintético para desempenhar este seqüestro. O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de *Chlorella* sp. no seqüestro de emissões atmosféricas originadas em incinerador de resíduos. O gás de incineração foi tratado em sistema composto por resfriador, ciclone, lavador Venturi e um removedor de névoas. Os efluentes lançados não ultrapassaram os limites permitidos pela Resolução CONAMA 316 de 2002 na maior parte do tempo. Em três fotobiorreatores as microalgas foram cultivadas com gás de incineração e em outros três com CO<sub>2</sub> puro, para avaliar a diferença dos tratamentos. O seqüestro de CO<sub>2</sub> foi mensurado por meio da quantificação de biomassa. Curvas de crescimento foram elaboradas por meio da quantificação da biomassa, contagem de células, clorofila-a, clorofila-b e clorofila-a+b. Os resultados obtidos para biomassa em g L<sup>-1</sup> foram 0,4307 ± 0,07 para tratamento na presença do gás de incineração e 0,4889 ± 0,09 para CO<sub>2</sub> puro. O seqüestro de dióxido de carbono foi (0,8971 ± 0,16) g L<sup>-1</sup> e (0,7904 ± 0,12) g L<sup>-1</sup> para cultivos com CO<sub>2</sub> puro e de incineração, respectivamente. A taxa de crescimento obtida foi de (0,0918 ± 0,001) d<sup>-1</sup> e (0,0982 ± 0,003) d<sup>-1</sup> para CO<sub>2</sub> do resíduo e puro, respectivamente. A contagem de células remete a valores da ordem de (7,9 × 10<sup>6</sup> e 9,8 × 10<sup>6</sup>) células mL<sup>-1</sup>, para cultivos com CO<sub>2</sub> de incineração e puro, respectivamente. Para clorofila-a o cultivo com CO<sub>2</sub> de incineração registraram valores de (2,3 × 10<sup>-4</sup> e 5,9 × 10<sup>-5</sup>) pg célula<sup>-1</sup>, enquanto para CO<sub>2</sub> puro os valores variaram entre (2,6 e 1,2) × 10<sup>-4</sup> pg célula<sup>-1</sup>. Resultados de (8,57 e 9,26) × 10<sup>-5</sup> pg célula<sup>-1</sup> foram encontrados para clorofila-b em cultivo com CO<sub>2</sub> de resíduo e puro,

respectivamente. Para clorofila-a+b os resultados foram  $(2,44 \text{ e } 2,78) \times 10^{-4}$  pg célula<sup>-1</sup> para tratamento com CO<sub>2</sub> de resíduo e puro, respectivamente. Os dados foram avaliados ao nível de 5 % de probabilidade e não houve diferença estatística entre os tratamentos para nenhuma análise. Desta maneira, as microalgas cultivadas com gás de incineração mostraram ser resistentes e apresentaram crescimento similar aos cultivos com CO<sub>2</sub> puro. Adicionalmente avaliou-se a produção de lipídeos pelo cultivo. Foi feita uma comparação entre o teor de lipídeos no inóculo cultivado em meio Watanabe e os cultivos do experimento, cultivados em meio Watanabe com baixo teor de nitrogênio. O inóculo apresentou teor de lipídeo de 16,17 %. Os resultados para o meio com baixo teor de nitrogênio foram  $(16,60 \pm 2,85) \%$  e  $(18,07 \pm 0,67) \%$  para gás de incineração e CO<sub>2</sub> puro, respectivamente. Estatisticamente, ao nível de 5 % de probabilidade, os tratamentos não diferiram entre si. Desta forma, este estudo pode fornecer subsídio à construção de fotobiorreatores em escala plena para o seqüestro de emissões de incineradores industriais. Adicionalmente o uso de microalgas para produção de biocombustíveis pode ser mais uma alternativa lucrativa ao empreendimento.

## ABSTRACT

VIEIRA, Danielle Biajoli., M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June de 2011. ***Chlorella* sp. growing in photobioreactors supplemented with gas from hazardous waste incinerator and potential for carbon dioxide sequestration and biomass production.** Adviser: Márcio Arêdes Martins. Co-advisers: Jane Sélia dos Reis Coimbra and Rosane Maria de Aguiar Euclides.

The sequestration of gases that cause global warming has been discussed in various projects in which photosynthetic organisms absorb carbon dioxide and transform it into biomass. Microalgae have photosynthetic apparatus to carry out this sequestration. The aim of this study was to evaluate the potential of *Chlorella* sp. the sequestration of atmospheric emissions originating from waste incinerator. The incineration gas was treated in a system composed of cooler, cyclone, venturi scrubber and a haze remover. The effluents did not exceed the limits allowed by CONAMA Resolution 316 of 2002 most of the time. In three photobioreactors microalgae were grown with gas incineration and other three with pure CO<sub>2</sub> to evaluate the difference in the treatments. The sequestration of CO<sub>2</sub> was measured by biomass. Growth curves were prepared by quantifying the biomass, cell counts, chlorophyll-a, chlorophyll-b and chlorophyll-a+b. The results obtained for biomass in g L<sup>-1</sup> were 0,07 ± 0,4307 for treatment of gas combustion and 0,4889 ± 0,09 for pure CO<sub>2</sub>. The sequestration of carbon dioxide was (0,8971 ± 0,16) g L<sup>-1</sup> and (0,7904 ± 0,12) g L<sup>-1</sup> for cultures with pure CO<sub>2</sub> gas and incineration, respectively. The growth rate achieved was (0,0918 ± 0,001) d<sup>-1</sup> and (0,0982 ± 0,003) d<sup>-1</sup> for the residue and pure CO<sub>2</sub>, respectively. Cell counts refer to values of around (7,9 × 10<sup>6</sup> and 9,8 × 10<sup>6</sup>) cells mL<sup>-1</sup> for cultures with incineration and pure CO<sub>2</sub>, respectively. For chlorophyll-a growing CO<sub>2</sub> incineration reported values of (2,3 × 10<sup>-4</sup> and 5,9 × 10<sup>-5</sup>) pg cell<sup>-1</sup>, while for the culture with pure CO<sub>2</sub> values ranged from (2,6 and 1,2) × 10<sup>-4</sup> pg cell<sup>-1</sup>. Results of (8,57 and 9,26) × 10<sup>-5</sup> pg cell<sup>-1</sup> were found for chlorophyll-b in culture with incineration CO<sub>2</sub> and pure respectively. For chlorophyll-a+b the results were (2,44 and 2,78) × 10<sup>-4</sup> pg cell<sup>-1</sup> for treatment of waste CO<sub>2</sub> and pure, respectively. The data were evaluated at 5 % probability and there was no statistical difference between treatments for any analysis. Thus, microalgae grown with gas incineration proved to be resilient and showed growth



similar to cultures with pure CO<sub>2</sub>. Additionally the lipid production by cultivation was evaluated. A comparison was made between the lipid content in the inoculum grown in medium Watanabe and cultures of the experiment, cultured in medium Watanabe with low nitrogen. The inoculum had a lipid content of 16,17 %. The results for the medium with low nitrogen were (16,60 ± 2,85) % and (18,07 ± 0,67) % for gas combustion and pure CO<sub>2</sub>, respectively. Statistically, at 5 % level of probability, the treatments did not differ. Thus, this study may provide a subsidy to build full-scale photobioreactors to sequester emissions of industrial incinerators. Additionally the use of microalgae for biofuel production could be a lucrative alternative to the enterprise.

## 1 Introdução Geral

O acelerado processo de urbanização, aliado ao consumo crescente de produtos menos duráveis e descartáveis, provocou sensível aumento do volume e diversificação de resíduos gerados, assim como sua concentração espacial (ROTH et al., 1999; IPT, 2000; TSUHAKO, 2004).

De acordo com Tshako (2004), a disponibilidade de áreas para a disposição de resíduos está cada vez mais escassa. Desta forma, a opção do tratamento dos resíduos passa a ser estimada, visando reduzir o espaço para a sua disposição final.

Sistemas de tratamento de resíduos sólidos consistem no conjunto de unidades, processos e procedimentos que alteram as características físicas, químicas ou biológicas dos resíduos (RESOLUÇÃO CONAMA n° 358, 2005). Dentre as técnicas usuais de tratamento, pode-se citar a incineração, a reciclagem e a compostagem (OLIVEIRA, 1997).

A incineração de resíduos sólidos é definida pela norma NBR 11175 (ABNT, 1990) como o processo de oxidação à alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias. Roth et al. (1999) relatam que a incineração contribui para a redução do volume e do potencial tóxico dos detritos, bem como possibilita a utilização da energia liberada pela sua queima. Neste patamar, os resíduos perigosos tornam-se os principais candidatos a tal tratamento, tais como os resíduos hospitalares e industriais.

Os resíduos sólidos são classificados em duas classes (Quadro 1.1) quanto à periculosidade de acordo com a norma NBR 10004 (ABNT, 2004). Conforme o Quadro 1.1, os resíduos classe I possuem significativo risco ambiental e sanitário e, desta maneira, não podem ser enviados a aterros comuns e devem receber tratamento diferenciado. Os rejeitos sólidos produzidos no serviço de saúde e a maioria dos industriais são classificados como classe I devido às suas particularidades.

**Quadro 1.1 Classificação dos resíduos quanto a sua periculosidade (ABNT, 2004).**

<b>Classe I</b>	<b>Classe II</b>	
<b>Resíduos perigosos</b>	<b>Resíduos não perigosos</b>	
	<b>Classe IIA</b>	<b>Classe IIB</b>
Apresentam uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade	Não se enquadram como resíduos perigosos (Classe I), nem como resíduos inertes (Classe IIB)	Não possuem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, exceto os de aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor

Uma variedade de alternativas foi proposta na literatura para o tratamento de resíduos perigosos, tais como autoclavagem, desinfecção química, desinfecção gasosa, radiação e microondas (JANGSAWANG et al., 2005). No entanto, estas técnicas não reduzem de forma significativa a massa e o volume dos resíduos, são pouco eficientes para a desinfecção da massa em sua totalidade e não eliminam a toxicidade e o risco químico. Adicionalmente não são aplicáveis a todas as variedades de resíduos do serviço de saúde (RSS), que necessitam da prévia trituração para sua estabilização. Desta maneira, a incineração é considerada a opção mais eficiente para o tratamento destes resíduos.

O princípio de tratamento de resíduos pelo processo de incineração baseia-se no fato de que, à medida que os resíduos sólidos ou líquidos entram em contato com temperaturas elevadas, uma fração de sua massa é transformada em gases. Os incineradores são equipamentos que geralmente operam em duas câmaras: na primeira ocorre a combustão do resíduo, com temperaturas entre (400 e 600) °C. Os gases gerados são então oxidados em uma segunda câmara com temperaturas entre (800 e 1200) °C (JANGSAWANG et al., 2005). Esta elevada temperatura de trabalho garante não só a detoxificação, pela inativação de organismos patogênicos, bem como a volatilização de aproximadamente 90 % do material em volume e 70 % em massa (SHI et al., 2008).

Contudo, a incineração recebe muitas críticas. Dentre as principais destacam-se as emissões atmosféricas das unidades de incineração. De acordo com Jangsawang et al. (2005), nas condições otimizadas de operação garante-se a decomposição completa dos compostos orgânicos voláteis em dióxido de carbono, água, oxigênio e nitrogênio. No entanto, há que se salientar o potencial do gás carbônico (CO<sub>2</sub>) como agravador do problema climático mundial.

De acordo com Mendonça (2003) e Pacala & Socolow (2004) a elevação das temperaturas da atmosfera terrestre, particularmente da troposfera, genericamente chamada de aquecimento global, deve-se à descontrolada emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera, principalmente o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). De acordo com Pacala & Socolow (2004) esta concentração duplicou dos níveis pré-industriais aos dias atuais.

Neste patamar, mecanismos de seqüestro de carbono podem ser acoplados aos projetos de incineradores de resíduos, na tentativa de se obter um projeto limpo, ou seja, de emissões reduzidas e até mesmo nulas. Muito se conhece a respeito de florestas plantadas com este objetivo, no entanto, o cultivo de microalgas para esta finalidade é potencialmente mais atrativo devido à elevada taxa de crescimento (MAEDA et al., 1995; ARESTA et al., 2005; HO et al., 2011).

Fotossinteticamente as microalgas são mais eficientes do que as plantas vasculares e podem ser produzidas em meios de cultivos simples e em larga escala (SCRAGG et al., 2002; LOPES, 2007). De acordo com Lopes (2007) a característica espectral da absorção da luz nas microalgas é diferente dos outros organismos fotossintéticos. Este fato justifica-se pelas altas taxas de atividade fotossintética, medidas não somente na região espectral em que a luz é melhor absorvida pela clorofila (665 a 680 nm). Adicionalmente é dentro desta faixa entre (560 a 620) nm que a ficoeritrina e a ficocianina, respectivamente absorvem luz efetivamente. Isto mostra que a luz absorvida pelas ficobiliproteínas é usada por estas microalgas tão eficientemente quanto à luz absorvida pela clorofila, o que sugere a elevada capacidade fotossintética destes microrganismos (LOPES, 2007; MUÑOZ & GUIEYSSE, 2006).

Devido a seu rápido crescimento, a fixação de gás carbônico pelas microalgas é maior quando comparado a culturas terrestres (BENEMANN, 1997;

WANG et al., 2008). A produção de biomassa de microalgas em larga escala é efetuada em fotobiorreatores (PULZ, 2001; CARVALHO et al., 2006). Estes equipamentos consistem em reatores tubulares ou helicoidais, construídos de material transparente a luz, e conectados a tanques com agitação. O gás carbônico e os nutrientes são injetados no sistema durante o período de exposição à luz. Continuamente, uma fração do fluxo do reator é extraída para colheita da biomassa. Uma vez que os fotobiorreatores são sistemas fechados, estes podem ser conectados às linhas de emissão de gás carbônico das indústrias e incineradores de resíduos. Adicionalmente, este mecanismo de seqüestro de gases estufa gera outro mercado em potencial, o de créditos de carbono, agregando valor ao processo produtivo.

O elevado poder calorífico da biomassa algal (ILLMAN et al., 2000; SCRAGG et al., 2002) sugere sua utilização em substituição a fontes fósseis de energia. Diversos pesquisadores têm reportado na literatura a possibilidade da produção de biocombustíveis a partir de microalgas, uma vez que muitas cepas possuem teores de lipídeos superiores a 40 % em massa seca (SPOLAORE et al., 2006; MORAIS & COSTA, 2008; RANJAN et al., 2010).

Desta forma, os fotobiorreatores de microalgas são capazes de assimilar as emissões de dióxido de carbono de sistemas de incineração de resíduos, produzindo biomassa com potencial energético. Contudo, ainda não existem estudos a respeito do cultivo de microalgas suplementado com gás de incineração de resíduos.

No presente texto, o capítulo 2, escrito na forma de um artigo, discute o seqüestro de gases de incineração de resíduos pela microalga *Chlorella* sp. Curvas de crescimento de cultivos suplementados com gás de incineração e CO<sub>2</sub> puro foram comparadas para avaliação do seqüestro do dióxido de carbono e da toxicidade do gás.

O capítulo 3, também escrito na forma de artigo, discute o potencial da utilização da biomassa obtida como matéria-prima para a produção de biocombustíveis. Para tanto, o conteúdo de lipídeos foi analisado em cultivos com CO<sub>2</sub> de incineração e CO<sub>2</sub> puro. O CO<sub>2</sub> presente no gás de incineração foi tratado previamente à sua adição ao cultivo.

## **2 Potencial de seqüestro de gases de incineração de resíduos pelo cultivo da cepa *Chlorella* sp.**

### **2.1 Introdução**

Um incinerador é qualquer dispositivo, aparato, equipamento ou estrutura usada para a oxidação à alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias (ABNT – NBR 11175, 1990). Inicialmente os resíduos atingem uma temperatura de cerca de (400 a 600) °C na câmara de combustão primária, originando monóxido de carbono e hidrocarbonetos. Esta etapa tem a função apenas de gaseificação dos resíduos sólidos (JANGSAWANG et al., 2005).

Os efluentes atmosféricos gerados na câmara de combustão primária, ou câmara de gaseificação, são direcionados à câmara de combustão secundária, onde são aquecidos a temperaturas entre (800 e 1200) °C, por meio de queimadores a gás liquefeito de petróleo (GLP). O escoamento é turbulento e com excesso de ar, em torno de 8 % de O<sub>2</sub>.

De acordo com Werther (2007), os principais efluentes gasosos são monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), ácidos fluorídrico (HF) e clorídrico (HCl), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e gases tóxicos como dioxinas (PCDD) e furanos (PCDF).

Neste patamar, limites de emissões são estabelecidos para monitorar o funcionamento destas unidades. A NBR 11175 (ABNT, 1990) e a Resolução CONAMA nº 316 de 2002 estabelecem limites para emissões de gases como óxidos de enxofre e de nitrogênio, monóxido de carbono, compostos clorados inorgânicos, compostos fluorados inorgânicos, dioxinas e furanos (Tabela 2.1). Além destes gases também instituem limites para material particulado total (MP<sub>10</sub>), substâncias inorgânicas na forma particulada, agrupadas em conjunto como Classe 1 (cádmio, mercúrio, tálio); Classe 2 (arsênio, cobalto, níquel, telúrio, selênio) e Classe 3 (antimônio, chumbo, cromo, cianetos, cobre, vanádio, dentre outros).

**Tabela 2.1** - Concentração máxima de emissão de poluentes permitida pela Resolução CONAMA 316 de 2002 para todo e qualquer sistema de tratamento térmico.

Valores	SO <sub>x</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> )	NO <sub>x</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> )	CO (ppm)	Dioxinas e furanos (ng Nm <sup>-3</sup> )
Limite de emissão	280	560	100	0,50

Conforme Bizzo (1997) muitos fatores interferem nas emissões gasosas de uma planta de incineração, dentre eles pode-se destacar o excesso de ar, a permeação de ar na carga de resíduos, o tipo de combustível utilizado e a composição do resíduo queimado.

Werther (2007) verificou que todos os gases emitidos podem ser controlados por meio de condições operacionais e por uma planta de tratamento de gases. Obedecendo as recomendações propostas em diversos estudos (ASSUNÇÃO & PESQUERO, 1999; MCKAY, 2002; WERTHER, 2007), obtém-se um efluente gasoso livre de compostos ácidos, dioxinas e furanos, metais e poluentes diversos. Um dos mecanismos que possibilitam esta afirmativa é a decomposição completa dos compostos orgânicos voláteis em dióxido de carbono, água, oxigênio e nitrogênio na câmara de combustão secundária (JANGSAWANG et al., 2005). Porém, estas descargas possuem elevado potencial de agravamento do aquecimento global, principalmente no que tange ao dióxido de carbono.

De acordo com Moreira & Giometti (2008), o gás carbônico é um dos gases que naturalmente contribuem para o efeito estufa normal do planeta, mas o aumento de sua concentração na atmosfera tem provocado o aquecimento do globo terrestre. O Protocolo de Kyoto (1998) define como gases causadores de efeito estufa (GEE) o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), hidrofluorcarbonos (HFCs), perfluorcarbonos (PFC), hexafluoreto de enxofre (SF<sub>6</sub>) e o óxido de nitrogênio (N<sub>2</sub>O). Desde 1750, as concentrações atmosféricas de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> aumentaram em 31 % e 149 %, respectivamente, em relação a níveis pré-industriais (MENDONÇA, 2003). Em 2004, Pacala & Socolow (2004) afirmam que a concentração de CO<sub>2</sub> era de 375 ppm (partes por milhão) enquanto na era pré-industrial os níveis não ultrapassavam a metade deste valor.

Para a resolução do problema do aquecimento global tem-se considerado três opções: a redução do uso de combustíveis fósseis, remoção do CO<sub>2</sub> atmosférico e a captura de GEE logo após sua emissão, impedindo seu lançamento para a atmosfera (BENEMANN, 1997).

Nesta última opção muito se sabe sobre o cultivo de plantas vasculares, que em seu processo fotossintético utilizam o CO<sub>2</sub> atmosférico. No entanto, as microalgas, devido ao seu rápido crescimento, são mais eficientes no seqüestro de GEE, como pode ser observado no Quadro 2.1.

**Quadro 2.1** - Comparação entre potenciais reservatórios de carbono atmosférico (CONCEIÇÃO et al., 2009a; CONCEIÇÃO et al., 2009b; CONCEIÇÃO et al., 2009c).

<b>Espécie</b>	<b>Produtividade de carbono (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>)</b>	<b>CO<sub>2</sub> equivalente (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>)</b>	<b>Referência</b>
<b>Eucalipto</b>			
<i>Eucalyptus pyrocarpa</i>	27,35	100,37	Pásztor et al. (1980)
<i>Eucalyptus maculata</i>	23,49	86,21	Pásztor et al. (1980)
<i>Eucalyptus grandis</i>	17,59	64,56	Reis et al.(1994)
<i>Eucalyptus viminalis</i>	10,58	38,83	Silva et al. (1993)
<i>Eucalyptus grandis</i>	10,07	36,97	Silva et al. (2008)
<b>Florestas Plantadas</b>			
<i>Pinus taeda- PinuA</i>	10,34	37,95	Embrapa (1986) citado por Embrapa (2006)
<i>Anadenanthera colubrina – Angico</i>	8	29,36	Finco et al. (2009)
<i>Cedrela fissilis Vell. – Cedro</i>	5,6	20,55	Finco et al. (2009)
<i>Swietenia macrophylla King –Mogno</i>	5,6	20,55	Finco et al. (2009)
<i>Havea sp - Seringueira</i>	5,17	18,97	Fernandes et al (2007)
<b>Cana de açúcar</b>			
<i>Saccharum ssp.</i>	4,09	15	Campos, 2003
<i>Saccharum ssp.</i>	1,36	5	Campos, 2003



Microalgas			
<i>Chlorella</i> sp.	182	667,94	Teixeira et al. (2009)
<i>Spirulina</i> sp.	107	392,69	Morais (2008)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	102,7	376,91	Morais (2008)
<i>Synechocystis aquatilis</i>	68,98	256,78	Murakami & Ikenouchi (1997)
<i>Spirulina platensis</i>	44	161,48	Teixeira et al. (2009)

De acordo com Lopes (2007) e Wang et al. (2008) a superioridade das microalgas perante as florestas plantadas quanto ao seqüestro de GEE, baseia-se tanto no rápido crescimento quanto na elevada capacidade de captura de energia solar, cerca de 10 a 50 vezes maior que as plantas superiores. Além disto, as microalgas conseguem crescer em condições menos exigentes que as plantas superiores, não dependendo do tipo de solo e da precipitação anual (BENEMANN, 1997). Conforme Borges et al. (2005) as microalgas possuem elevada tolerância a condições extremas, além da possibilidade de serem cultivadas em pequenas áreas e em regiões inadequadas para culturas agrícolas.

O dióxido de carbono solubilizado na fase aquosa dos cultivos de microalgas pode ser seqüestrado por precipitação química, por meio da reação dos íons bicarbonato e carbonato com elementos presentes no meio de cultivo, como cálcio e magnésio (LEE, APEL & WALTON, 2004; MARCUS, 1997).

A fixação de carbono pelas microalgas também pode ser efetuada segundo o ciclo de Calvin-Benson, onde enzimas especializadas presentes nestes organismos catalisam reações que incorporam átomos de carbono, oriundos do CO<sub>2</sub> envolvido na fotossíntese (FALKOWSKI, 1997). A conversão biológica do dióxido de carbono resulta em produtos do metabolismo fotossintético como células, oxigênio e biopolímeros solúveis no meio de cultivo (REBOLLOSO FUENTES et al., 1999; ACIÉN-FERNÁNDEZ et al., 2005).

Existe uma grande variedade de espécies de microalgas e para projetos de seqüestro de dióxido de carbono, deve-se avaliar a cepa a ser utilizada tanto em relação à expectativa de seqüestro quanto em relação à resistência a condições adversas.

### 2.1.1 Variedade de Cepas

Existe uma grande abundância de espécies de microalgas, no entanto, a escolha da cepa adequada remete a uma análise criteriosa de sua produtividade, da facilidade de separação e da funcionalidade dos co-produtos (ANDREWS et al., 2008). Como o objetivo deste projeto é o seqüestro de dióxido de carbono, interessa a cepa de maior produtividade, ou seja, a que produz biomassa mais rapidamente, seqüestrando maior quantidade de CO<sub>2</sub>.

De acordo com Andrews et al. (2008) e Conceição et al. (2009) (Quadro 2.1) as microalgas que possuem maior potencial para seqüestro de CO<sub>2</sub> são as do gênero *Chlorella* sp.

A espécie *Chlorella vulgaris* é uma microalga de água doce pertencente à classe Chlorophyceae, ordem Chlorococcales e família Oocystaceae (HOEK et al., 1995). Apresenta forma de vida unicelular ou colonial, e pode acumular pigmentos como clorofila a e b, β-caroteno e xantofilas. A reprodução pode ser por divisão binária, esporos assexuais e reprodução sexual (HOEK et al., 1995; FALKOWSKI E RAVEN, 1997; ESTEVES, 1998; TOMASELLI, 2004; LEE, 2008).

Conceição et al. (2009a) afirmam que estas cepas são capazes de alcançar em torno de 182 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de produtividade de carbono e seqüestrar 667,94 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de CO<sub>2</sub> equivalente.

Conforme Hsueh et al. (2007), o desenvolvido sistema fotossintético das microalgas as torna propícias para uso no tratamento de efluentes gasosos com elevadas concentrações de CO<sub>2</sub> das indústrias.

Desta maneira, as cepas escolhidas para seqüestro de emissões atmosféricas contendo poluentes precisam ser consideradas de acordo com sua resistência às condições ambientais extremas. Ademais devem ser avaliadas quanto à capacidade de ser cultivada em massa e a taxa de crescimento relativo perante a contaminação potencial (BENEMANN, 2003).

Adicionalmente, Wang et al. (2008) afirmam que a cepa supracitada é resistente ao cultivo com gás de combustão. Os óxidos de nitrogênio e de enxofre presentes no gás de combustão podem também ser utilizados como nutrientes

para as microalgas. De acordo com Andrews et al. (2008), a utilização de gases de combustão propicia uma produtividade mais elevada comparada à alimentação com CO<sub>2</sub> atmosférico, devido ao fornecimento contínuo de nutrientes.

Conforme Olaizola (2003), Pedroni et al. (2004) e Radmann & Costa (2008), os gases de combustão de carvão em usinas de energia contêm óxido de enxofre, óxido de nitrogênio e outros elementos-traço que não afetam o crescimento de microalgas em qualquer sistema de cultivo, seja em cultivos abertos ou fechados.

Dada sua adaptação e resistência ao efluente gasoso de usinas termelétricas (ZEILER et al., 1995), a microalga *Chlorella* sp revela-se promissora do ponto de vista de cultivo com gás de incineradores de resíduos e, por esta razão, foi a cepa escolhida para esse experimento.

### **2.1.2 Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e Créditos de Carbono**

Em 1997, na cidade de Kyoto no Japão, foi firmado um acordo entre países preocupados com a situação climática global, que consiste na possibilidade de utilização de mecanismos de mercado para que os países desenvolvidos possam reduzir as emissões de gases de efeito estufa (MARCHEZI & AMARAL, 2008).

O tratado compromete uma série de nações industrializadas (países que constam no Anexo I, representados no Quadro 2.2) a reduzirem suas emissões através de três “mecanismos de flexibilidade” que os permitem cumprir as exigências fora de seus territórios.

**Quadro 2.2.** – Países anexo I e países não-anexo I (FEARNSIDE, 2000; ROCHA, 2003; SOUZA & AZEVEDO, 2006).

	<b>Países Anexo I</b>	<b>Países não Anexo I</b>
<b>Nível de desenvolvimento</b>	Países desenvolvidos como França, Alemanha, Itália, Austrália, Espanha, Irlanda, Países Baixos, Canadá, Japão, dentre outros.	Países em desenvolvimento como Brasil, Índia, México, China, dentre outros.
<b>Metas de redução de GEE</b>	Variável de acordo com cada país. Em média redução de 5,2 % em relação aos níveis que emitiam em 1990.	Como não atingiram determinado índice de desenvolvimento, não têm metas.

De acordo com Justi (2006), os três mecanismos de flexibilidade estipulados são: o Comércio de Emissões entre Países Desenvolvidos, as Transferências e Aquisição de Redução de Emissões entre Países Desenvolvidos e os Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL).

O MDL permite que países desenvolvidos invistam nos países em desenvolvimento em oportunidades de redução de baixo custo e que recebam créditos pelo resultado obtido. Conforme Motta (2000), uma vez que as oportunidades de redução de emissões são mais baratas em países em desenvolvimento, aumenta-se a eficiência econômica para alcançar as metas iniciais de redução de emissões.

Para que os projetos de MDL sejam certificados e validados estes deverão oferecer benefícios de longo prazo, reais e mensuráveis para os propósitos de arrefecimento da mudança do clima e do efeito estufa, além de promover uma redução de emissões adicional (MCT, 2009).

Dentre as modalidades de projetos que tenham objetivo de redução de efeito estufa e que sejam compatíveis aos objetivos de desenvolvimento sustentável destacam-se três:

- **Redução de Emissões:** Como exemplo pode-se citar melhoras tecnológicas, substituição de combustíveis, conservação de energia e aumento da eficiência energética diminuindo a emissão de GEE.
- **Emissões Evitadas:** Projetos que aumentam a oferta de energia, com a utilização de fontes renováveis ou de baixo potencial emissor.

- Resgate de Carbono: promover o seqüestro de CO<sub>2</sub> atmosférico e sua estocagem em reservatórios (Exemplo: reinjeção de CO<sub>2</sub>).

Na utilização de fotobiorreatores de microalgas na descarga de gases de incineração tem-se duas possibilidades de obtenção de créditos de carbono. A primeira refere-se ao resgate de carbono realizado pelas microalgas enquanto microrganismos fotossintetizantes. Desta maneira, parte do CO<sub>2</sub> emitido pela planta de incineração é absorvido. A segunda possibilidade é quanto às emissões evitadas, uma vez que se utilizando as microalgas secas, em detrimento do GLP como combustível nos queimadores, utiliza-se uma fonte de energia renovável, substituindo o combustível fóssil.

O fato de obter-se créditos de carbono com o projeto agrega valor ao fotobiorreator em pesquisa. Em 2007 a tonelada de carbono foi negociada no mercado por volta de vinte euros, e em 2005 era da ordem de cinco euros a tonelada (PIAZZA et al., 2007). Com o advento da recente crise econômica mundial, houve uma queda dos preços da tonelada de CO<sub>2</sub>. Em janeiro de 2010 se registraram valores da ordem de 12,96 euros a tonelada. Em dezembro de 2010 as Reduções Certificadas de Emissão (RCEs) se mostraram razoavelmente fortes mantendo seu valor em 11,71 euros a tonelada. A expectativa é de que o mercado cresça 15 % no ano de 2011 (ESTADÃO, 2010).

Segundo o IPCC (2007) os estudos de modelagem mostram que os preços do carbono subirão para vinte a oitenta dólares a tonelada de CO<sub>2</sub>-equivalente até 2030. As mesmas pesquisas mostram valores para a tonelada de CO<sub>2</sub>-equivalente de trinta a cento e cinquenta e cinco dólares até 2050. Os estudos consideram que a mudança tecnológica induzida reduzem essas faixas de preço para cinco a sessenta e cinco a tonelada de CO<sub>2</sub>-equivalente em 2030, e quinze a cento e trinta a tonelada de CO<sub>2</sub>-equivalente em 2050.

Conforme Andrews (2008), a Companhia Cyanotec no Havaí construiu uma pequena usina para produzir energia e CO<sub>2</sub> para suplementar o cultivo de algas. O sistema sequestra cerca de 67 t CO<sub>2</sub> mês<sup>-1</sup>, com a produção de 36 t mês<sup>-1</sup> de *Spirulina* sp. O sistema gera uma renda anual líquida de cerca de trezentos mil dólares proveniente da geração de energia e dos créditos de carbono.

## **2.2 Objetivos**

### **2.2.1 Objetivo Geral**

Avaliar o potencial de seqüestro de dióxido de carbono pela microalga *Chlorella* sp. em um fotobiorreator acoplado à descarga atmosférica de um incinerador de resíduos do sistema de saúde.

### **2.2.2 Objetivos Específicos**

- Construir e avaliar o desempenho de um incinerador em escala piloto.
- Avaliar a tolerância da cepa *Chlorella* sp. à suplementação com CO<sub>2</sub> emitido durante a incineração de resíduos do sistema de saúde.
- Analisar a possibilidade do emprego de microalgas no setor de incineração de resíduos como um mecanismo de desenvolvimento limpo, concorrendo aos créditos de carbono por ele estipulados.

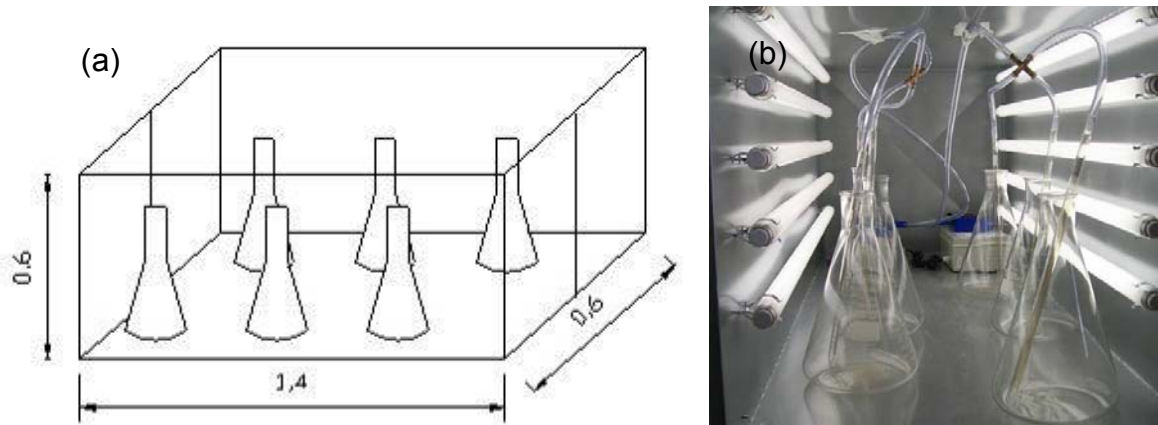
## 2.3 Material e Métodos

O projeto foi realizado na Universidade Federal de Viçosa, na área de Energia do Departamento de Engenharia Agrícola. As análises foram realizadas no Laboratório de Painéis e Energia da Madeira do Departamento de Engenharia Florestal, no Laboratório de Operações e Processos do Departamento de Engenharia de Alimentos e no Laboratório de Ficologia da Unidade de Crescimento de Plantas do Departamento de Biologia Vegetal. O experimento foi realizado em etapas que iniciaram com a construção de um incinerador e de um fotobiorreator associado ao cultivo de microalgas.

### 2.3.1 Cultivo da microalga

A microalga foi cultivada e mantida em meio Watanabe com baixa concentração de nitrogênio ( $203 \text{ mg L}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ ,  $2236 \text{ g L}^{-1} \text{ KCl}$ ,  $2465 \text{ g L}^{-1} \text{ MgSO}_4$ ,  $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ FeSO}_4$ ,  $1361 \text{ g L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$ .) e o pH foi ajustado para 6,0. Duas fontes de  $\text{CO}_2$  foram testadas:  $\text{CO}_2$  puro, que constitui na testemunha do experimento, e  $\text{CO}_2$  proveniente de um incinerador de resíduos de saúde em escala piloto.

Os cultivos foram realizados em fotobiorreatores tipo Erlenmeyer de 3 L de capacidade com volume inicial de 2,5 L. Seis Erlenmeyers foram dispostos em uma câmara retangular de 1,40 m por 0,60 m conforme Figura 2.1. Três Erlenmeyers receberam  $\text{CO}_2$  puro e três receberam efluente gasoso proveniente da incineração dos resíduos durante 21 dias.



**Figura 2.1** – Câmara de cultivo da microalga *Chlorella* sp.: (a) representação esquemática e (b) registro fotográfico.

Foi utilizado um fotoperíodo de 12 horas de luz e 12 horas de escuro, que é próximo às condições reais de uma usina de incineração. Esta condição foi escolhida dada a intenção deste estudo em se obter subsídios para a implantação de fotobiorreatores em escala industrial para seqüestro de gases em plantas de incineração.

A intensidade luminosa foi obtida com lâmpadas de elevado Índice de Reprodução de Cor (IRC ou RA), aproximando-se à luminosidade proporcionada naturalmente pelo sol. A intensidade luminosa foi determinada a partir de um luxímetro digital (Marca Instrutherm, modelo LDR-208).

A agitação do meio de cultivo foi realizada por coluna de bolhas, pela utilização de bombas de diafragma (Marca Body Air Pump, modelo U-3600).

### 2.3.2 Suplementação de dióxido de carbono

O dióxido de carbono puro foi obtido através de um cilindro de CO<sub>2</sub> ultrapuro (White Martins), que consiste na testemunha do experimento.

O cálculo da vazão de CO<sub>2</sub> necessária baseou-se na solubilidade do gás no cultivo e na demanda das microalgas na fase log, por se tratar da fase em que as células atingem a taxa máxima de crescimento, demandando mais carbono.



Como a necessidade de carbono microalgal demanda uma vazão menor que aquela que promove a saturação do meio, optou-se por injetar a vazão de saturação no meio de cultivo. O gás de incineração possui em média 16 % de CO<sub>2</sub>, assim, a vazão de gás de incineração foi corrigida com este teor.

A injeção de CO<sub>2</sub> puro (0,756 L h<sup>-1</sup>) e de CO<sub>2</sub> de incineração (4,725 L h<sup>-1</sup>) foi realizada por meio de uma bomba dosadora peristáltica com controle eletrônico de vazão (Marca Provitec, modelo AWG 5000) e de um rotâmetro (Marca Omel, modelo 3P5). Estas injeções foram efetuadas na linha de ar utilizada para agitar o meio de cultivo. A concentração de CO<sub>2</sub> após esta diluição foi de 5 % em volume.

### 2.3.2.1 Construção do incinerador

O incinerador construído para o experimento foi projetado com capacidade para incinerar 0,4 kg h<sup>-1</sup> de resíduos e possui duas câmaras, a primária de 14880 cm<sup>3</sup> e a secundária de 9920 cm<sup>3</sup> (Figuras 2.2 e 2.3).

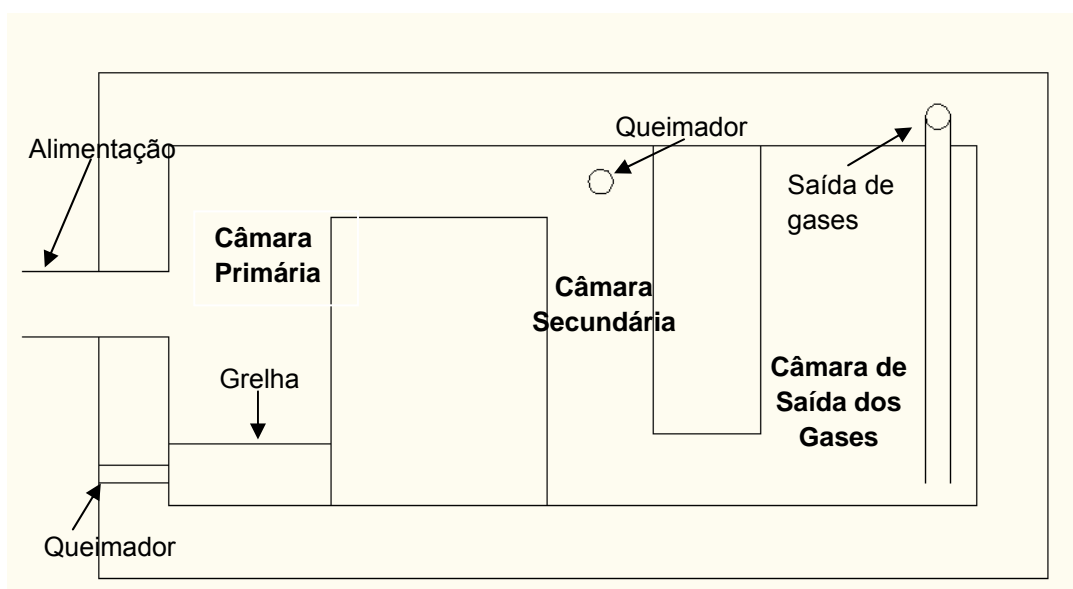


Figura 2.2 – Esquema em corte do incinerador.



**Figura 2.3** – Visão geral do incinerador.

O incinerador de resíduos desenvolvido segue todos os preceitos pertinentes a decomposição térmica dos resíduos preconizada na norma ABNT NBR 11175.

A câmara de incineração possui um “design” (Figura 2.2) destinado a criar instabilidades no escoamento, produzindo recirculações. Com isso, há geração de zonas de mistura entre o gás e o oxigênio de maior intensidade de turbulência. Independente da utilização deste dispositivo, o volume da câmara de incineração foi dimensionado para garantir um tempo de residência médio de no mínimo dois segundos para os gases de combustão, conforme recomendado na ABNT NBR 11175.

As câmaras do incinerador são construídas com tijolos refratários. As paredes refratárias são revestidas por uma camada de tijolos isolantes e esta última é totalmente recoberta em aço carbono. Este tipo de construção garante que o incinerador opere com pressão manométrica negativa, o que impede quaisquer emissões de gases, desde a alimentação até a chaminé do incinerador.

A câmara primária é aquecida por meio de um queimador (Marca Jackwall, Modelo nº 2), com vazão máxima de  $80 \text{ g h}^{-1}$  de GLP, e temperatura de chama de  $1000 \text{ }^\circ\text{C}$  (Figura 2.4a). Os gases resultantes da combustão primária são oxidados

a temperaturas controladas na segunda câmara, por meio de um segundo queimador (Marca Jackwall, modelo nº 3), com vazão máxima de  $190 \text{ g h}^{-1}$  e temperatura de chama de  $1050 \text{ }^\circ\text{C}$  (Figura 2.4b).



**Figura 2.4** – Queimadores utilizados na (a) primeira e na (b) segunda câmara de queima.

As vazões de gás foram ajustadas em função da temperatura da segunda câmara ( $800 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Todas as temperaturas foram medidas por meio de termopares do tipo K. A aquisição de dados foi efetuada por um datalogger com capacidade de 10000 leituras (Marca Minipa, modelo MT 600).

O resíduo é inserido pelo compartimento de alimentação (Figura 2.5a) e desce até uma grelha. Esta está localizada acima do primeiro queimador, mantendo o resíduo suspenso durante a gaseificação. Isto possibilita melhor controle de queima, uma vez que o ar de combustão, já aquecido, percola toda a carga introduzida no incinerador.

A alimentação do incinerador com resíduos foi efetuada a cada quinze minutos com cargas de 100 g (Figura 2.5b), acondicionadas em sacolas, a forma usual de disposição dos resíduos do sistema de saúde.



**Figura 2.5** – (a) Alimentação de resíduos, compartimento de remoção de cinzas e (b) cargas de 100 g de resíduos.

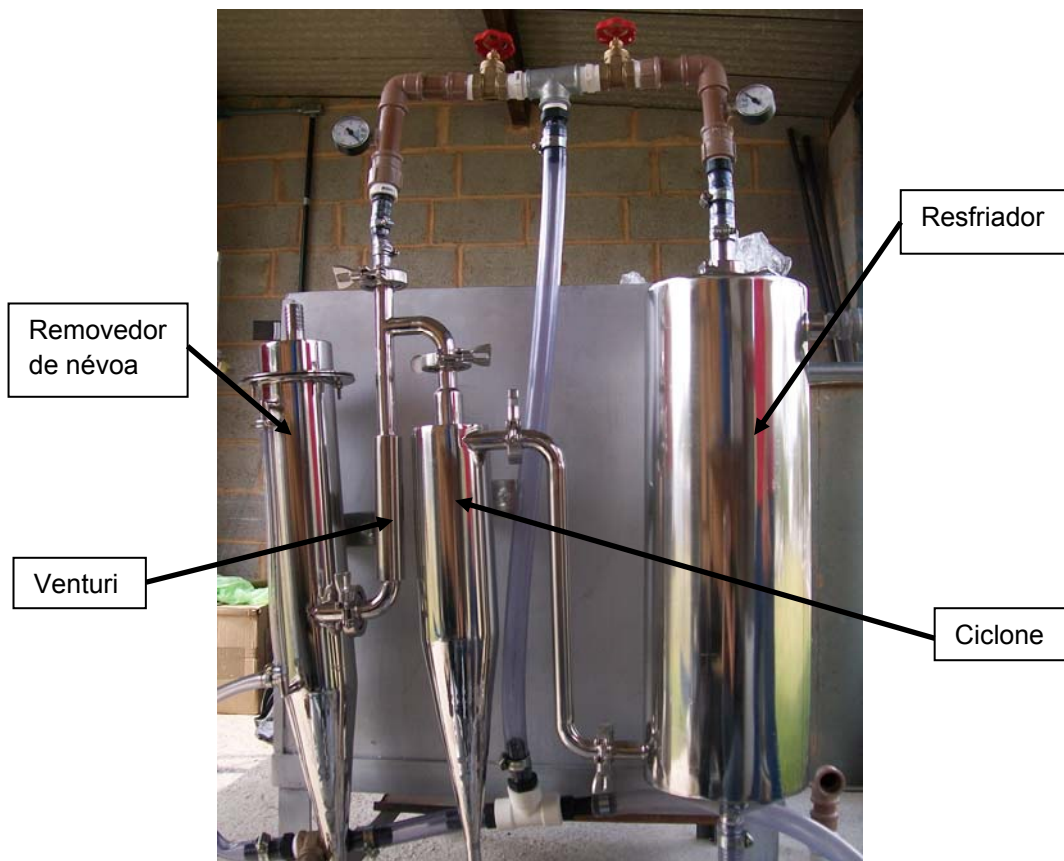
Devido ao potencial toxicológico dos resíduos de saúde, optou-se pela não utilização deste resíduo na pesquisa, evitando a contaminação da equipe. Desta maneira, o resíduo incinerado foi proveniente de uma simulação de resíduos de saúde a partir da composição gravimétrica descrita no Quadro 2.3 conforme Ferreira (1999), Soares et al. (2001) e Salomão et al. (2004).

**Quadro 2.3** - Composição gravimétrica do resíduo simulado (FERREIRA, 1999; SOARES et al., 2001 e SALOMÃO et al., 2004)

Material	Porcentagem
Papel	32,0
Plástico	31,0
Borracha (luvas)	8,0
Tecido (gazes e algodão)	12,5
Vidro	2,5
Metal (agulha de seringa, latas, bisturi, limalha)	5,5
Matéria Orgânica (pedaços de carne)	8,5

O gás de incineração foi previamente tratado de maneira a possibilitar a remoção de vapores ácidos e cinzas, e teve sua temperatura reduzida a 25 °C. O

sistema de tratamento de gases consiste de equipamentos em série: resfriador, ciclone, lavador Venturi e removedor de névoa (demister), conforme Figura 2.6.



**Figura 2.6** – Incinerador e sistema de tratamento de gases. Em seqüência da direita para esquerda: resfriador, ciclone, lavador Venturi e demister.

O primeiro estágio do tratamento é o resfriamento rápido dos gases, até a temperatura de, no mínimo, 120 °C. O resfriador é constituído de uma coluna cilíndrica em aço inox 310. O resfriamento ocorre por aspersão de água, que ocorre na entrada do resfriador com uma vazão de até 5,8 L h<sup>-1</sup>. O resfriamento por calor latente é em correntes paralelas, resultando em um resfriamento rápido, com o objetivo principal de evitar a regeneração de moléculas orgânicas tóxicas, principalmente de dioxinas e furanos, cuja legislação vigente (RESOLUÇÃO CONAMA 316 de 2002) impõe um limite de tolerância de 0,5 ng m<sup>-3</sup> nas condições normais de temperatura e pressão.

Após o resfriamento, a corrente de gases passa por um ciclone de alto desempenho para coletar as cinzas primárias de incineração e as partículas

menores, aglomeradas no resfriador. Esta configuração reduz consideravelmente a carga sólida na água de circulação. O ciclone é construído em aço inox 310 e possui um compartimento de descarga inferior para a disposição da carga particulada.

A corrente gasosa que deixa o ciclone é então lavada com água em um lavador tipo Venturi, construído em aço inox 310. A lavagem em Venturi é uma das operações unitárias mais eficientes para a coleta de particulado, lavagem de gases e absorção de vapores. O lavador Venturi é alimentado com água de circulação, com uma vazão de  $3,92 \text{ L h}^{-1}$ .

Diferente do resfriador e do ciclone, o Venturi gera um efluente líquido, que contém partículas finas e com diâmetro menor que o diâmetro de corte do ciclone, além dos ácidos minerais que foram solubilizados. No entanto, este efluente recircula no sistema de tratamento de gases e não é disposto na rede pública de esgoto.

Após a lavagem no Venturi, as gotículas de água contêm uma considerável carga ácida, que são removidas do efluente gasoso por um separador de névoa de duplo estágio (demister). O primeiro estágio de separação ocorre pela imposição de um campo centrífugo, o que remove as gotas maiores. Após esta seção, há dispositivos de desaceleração inercial por impacto que coalescem as gotas menores, retornando para o estágio anterior.

Todo o escoamento de gás de incineração é realizado por um exaustor centrífugo, com pás curvadas para trás. O uso da exaustão garante uma baixa pressão em todo o sistema, evitando a emissão de gases em quaisquer pontos, caso haja vazamentos. Após o exaustor, há uma chaminé que lança os gases na atmosfera.

Um analisador de gases (Marca Testo, Modelo 327-1) foi utilizado para quantificar o teor de  $\text{O}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  e  $\text{H}_2\text{O}$  durante a incineração dos resíduos.

### 2.3.3 Seqüestro de emissões atmosféricas de incineradores

O seqüestro de CO<sub>2</sub> foi medido através da extrapolação do carbono contido na biomassa. Desta forma, a quantificação da biomassa foi realizada. O crescimento foi monitorado de forma a manter o meio estéril, recolhendo amostras diariamente durante um período 21 dias. As amostras foram coletadas assepticamente e destinadas à determinação da biomassa, contagem de células e clorofila.

### 2.3.4 Análises

#### 2.3.4.1 Quantificação da biomassa e determinação da massa seqüestrada de dióxido de carbono

Uma amostra de 30 mL de biomassa microalgal foi submetida à centrifugação a 5000 rpm por 10 minutos (Centrifuge Eppendorf, modelo 5430, 6 × 110 G). O sobrenadante foi descartado e o volume deslocado foi completado com água deionizada e novamente centrifugado. O material decantado no fundo dos tubos de centrífuga foi seco à 105 °C em estufa (Estufa bacteriológica Marconi, modelo MA 032) até obtenção de massa constante (CHIU et al., 2009). Conhecidos a massa seca e o volume inicial determina-se a densidade celular do cultivo.

A taxa de crescimento específica ( $\mu$ ) foi obtida pela equação 1, proposta por Chiu et al. (2009), que relaciona a concentração inicial e final de biomassa com o tempo de cultivo.

$$\mu = \frac{\ln(W_f / W_o)}{\Delta t} \quad (1)$$

em que:

$\mu$  = taxa de crescimento (d<sup>-1</sup>);

$W_f$  = concentração final de biomassa ( $\text{g L}^{-1}$ );  
 $W_0$  = concentração inicial de biomassa ( $\text{g L}^{-1}$ ); e  
 $\Delta t$  = tempo de cultivo (dias).

A biomassa de microalgas possui cerca de 50 % de carbono em peso seco (MIRÓN et al. 2003). Uma tonelada de carbono equivale a 3,67 toneladas de  $\text{CO}_2$  (CONCEIÇÃO et al., 2009a).

Conforme Chisti (2007), todo carbono da biomassa provém de  $\text{CO}_2$  atmosférico, de maneira que cada 100 toneladas de biomassa algal fixou 183,5 toneladas de  $\text{CO}_2$ . Desta maneira, a determinação da massa de  $\text{CO}_2$  seqüestrada foi calculada a partir da biomassa seca de acordo com a equação 2.

$$m_c = 1,835 \times W \quad (2)$$

em que:

$m_c$  = massa de  $\text{CO}_2$  seqüestrada ( $\text{g L}^{-1}$ ); e

$W$  = concentração de biomassa ( $\text{g L}^{-1}$ ).

#### 2.3.4.2 Contagem de células

Para a contagem de células, 750  $\mu\text{L}$  de metanol foram adicionados a 750  $\mu\text{L}$  da amostra, e retirou-se uma alíquota de 1 mL. Esta foi diluída com 4 mL de água deionizada, e agitada em um agitador de tubo tipo vortex (Phoenix Luferco modelo AP56, 3800 rpm).

O volume de 0,5 mL foi retirado e disposto sobre a câmara de contagem. As contagens foram realizadas em microscópio (Microscópio Óptico Olympus, modelo CX40RF100) com auxílio de Câmara de Neubauer, sendo que o número de células corresponde à média de quatro contagens.



### 2.3.4.3 Clorofila

A extração de clorofila foi mensurada através do protocolo descrito por Lichtentaler e Wellburn (1985). Uma alíquota de 3 mL foi retirada do meio de cultivo e foi homogenizada em agitador de tubo tipo vortex (Phoenix Luferto modelo AP56, 3800 rpm). A amostra foi então centrifugada por 10 minutos a 3000 rpm (Centrifugador Excelsa 2, modelo 205N, 3125 G). Descartou-se o sobrenadante e acrescentou-se 3 mL de água deionizada no precipitado. A amostra foi homogeneizada novamente e acrescida de 12 mL de metanol.

Para evitar a degradação da clorofila, a cultura foi armazenada em ausência de luz. A amostra foi deixada por 30 min a 60 °C em banho de temperatura controlada em recipiente fechado (Banho Tecnal, modelo TE 184). A amostra foi centrifugada por 10 min à 3000 rpm e a absorbância do sobrenadante foi determinada em espectrofotômetro a 653 e 666 nm (Shimadzu, modelo UVmini-1240).

O cálculo da clorofila-a e clorofila-b foi realizado pela equação cromática de Lichtentaler e Wellburn (1985), a partir da absorbância do sobrenadante em 666 nm, sendo descontado o espalhamento de luz observado em 653 nm, utilizando o solvente como o branco (equação 3 e 4).

$$\text{clorofila} - \underline{a} = 15,65 \times D.O_{,666} - 7,34 \times D.O_{,653} \quad (3)$$

em que:

Clorofila-a = clorofila-a ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ );

D.O.<sub>.653</sub> = Densidade ótica a 653 nm; e

D.O.<sub>.666</sub> = Densidade ótica a 666 nm.

$$\text{clorofila} - \underline{b} = 27,05 \times D.O_{,653} - 11,21 \times D.O_{,666} \quad (4)$$

em que:

Clorofila-b = clorofila-b ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ );

D.O.<sub>.653</sub> = Densidade ótica a 653 nm; e

D.O.<sub>.666</sub> = Densidade ótica a 666 nm.

A clorofila-a+b foi obtida pela soma dos resultados obtidos para clorofila-a e clorofila-b.

A transformação dos dados em  $\mu\text{g mL}^{-1}$  para  $\text{pg célula}^{-1}$  foi realizada por meio dos dados obtidos para contagem de células (número de células  $\text{mL}^{-1}$ ).

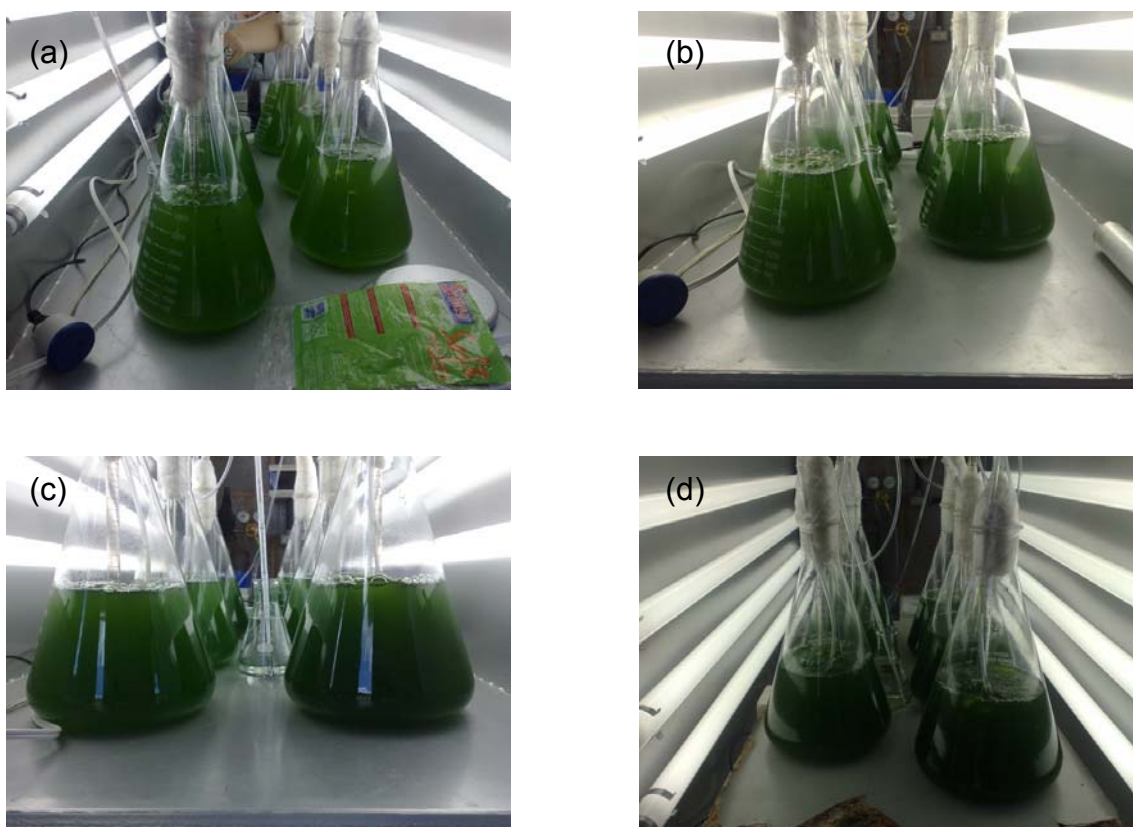
### **2.3.5 Análise estatística**

Os resultados de densidade celular, contagem de células e clorofila foram analisados através de Análise de Variância (ANOVA) e Teste T, com nível de significância de 5 %.

## 2.4 Resultados e Discussão

### 2.4.1 Condições de operação do incinerador e do cultivo

O cultivo nos primeiros dias de experimento (Figura 2.7).



**Figura 2.7** – Cultivo de *Chlorella* sp. em fotobiorreatores com suplementação de CO<sub>2</sub> puro (esquerda) e CO<sub>2</sub> de incineração de resíduos (direita) no (a) primeiro, (b) quarto, (c) oitavo e (d) nono dia de cultivo.

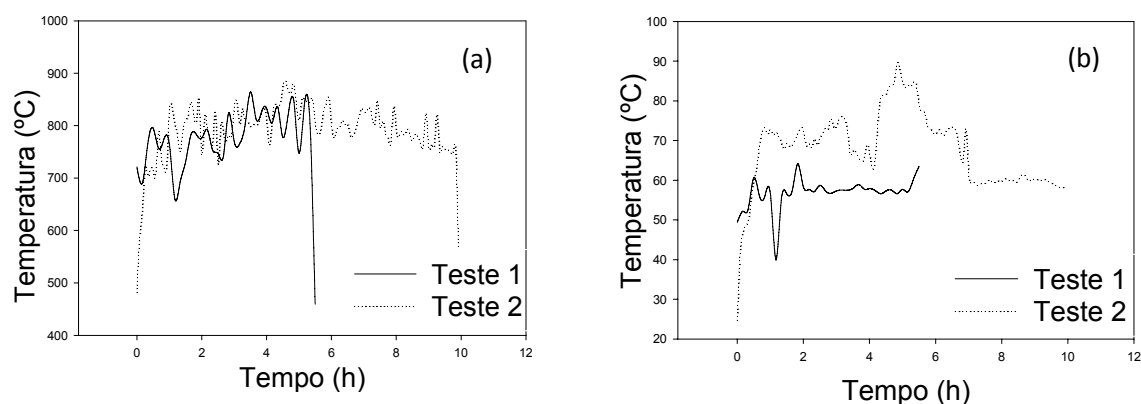
As condições de temperatura das câmaras de incineração, os teores de CO<sub>2</sub> emitidos pelo incinerador, a temperatura do cultivo e a intensidade luminosa deste ensaio também foram avaliadas.

### 2.4.1.1 Temperatura da câmara de combustão

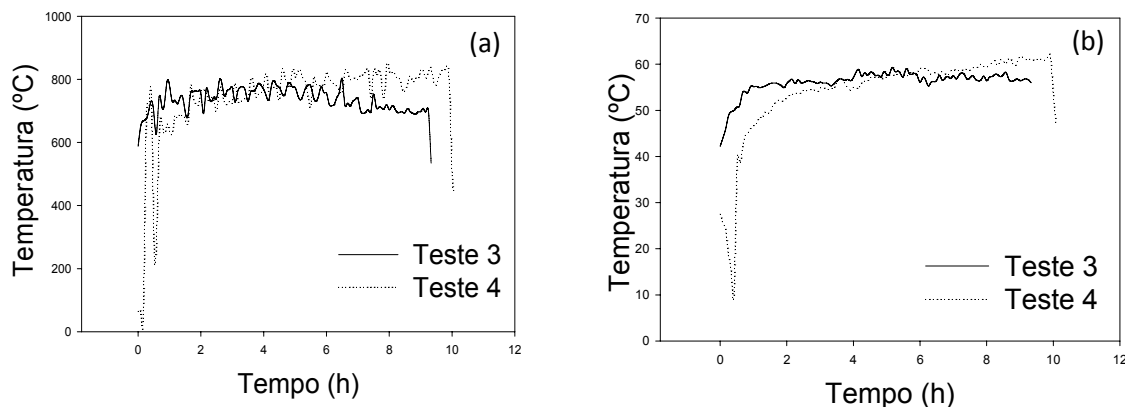
A temperatura de gaseificação e combustão são parâmetros chave para o processo de incineração de resíduos. Temperaturas na ordem de (400 a 600) °C na câmara primária garantem a gaseificação dos resíduos, promovendo uma redução de aproximadamente 70 % em massa e 90 % em volume (SHI et al., 2008).

Temperaturas na ordem de (800 a 1200) °C são necessárias na câmara de combustão secundária para transformar os vapores orgânicos em dióxido de carbono, água, oxigênio e nitrogênio (JANGSAWANG et al., 2005).

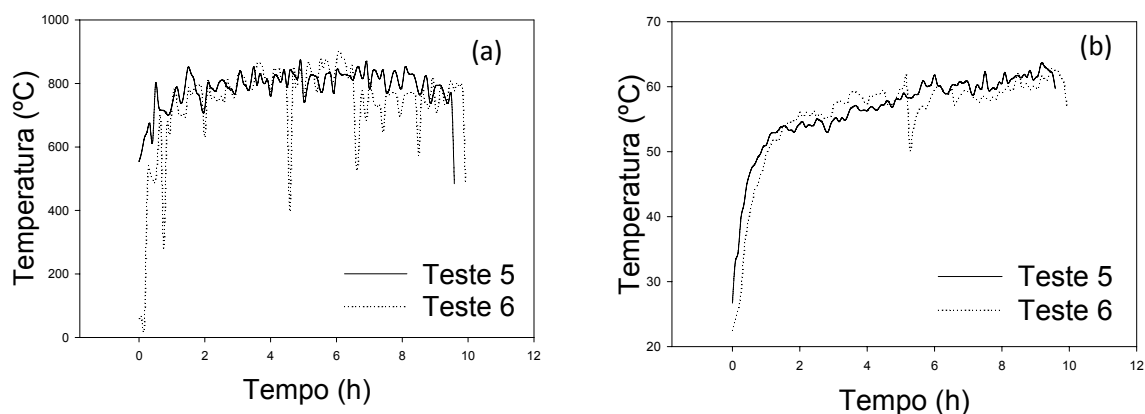
As temperaturas de incineração obtidas durante o funcionamento do incinerador nos dias 1 e 4 (testes 1 e 2) estão na Figura 2.8, enquanto os dias 5 e 6 (testes 3 e 4) na Figura 2.9 e os dias 7 e 8 (testes 5 e 6) na Figura 2.10.



**Figura 2.8** – Temperaturas de saída dos gases (a) da câmara de incineração e (b) do resfriador nos testes 1 e 2.



**Figura 2.9** – Temperaturas de saída dos gases (a) da câmara de incineração e (b) do resfriador nos testes 3 e 4.



**Figura 2.10** – Temperaturas de saída dos gases (a) da câmara de incineração e (b) do resfriador nos testes 5 a 6.

Na câmara secundária as temperaturas mínimas devem-se aos processos de início de operação e desligamento do incinerador. Vencida a inércia térmica as temperaturas atingem regime estacionário. Durante o funcionamento do equipamento, as temperaturas mantiveram-se em um valor mediano de 776,7 °C com a máxima de 903,3 °C.

As oscilações de temperatura ocorrem por causa das variações durante o processo de incineração. Como exemplo cita-se a variação do resíduo, a abertura

do incinerador que promove a entrada de ar e esfria a câmara e o apagamento do queimador.

As elevadas temperaturas na saída dos gases evidenciam uma melhor queima dos mesmos e, portanto, decomposição dos compostos orgânicos voláteis.

Werther (2007) afirma que dioxinas e furanos podem ser destruídas pelas próprias condições da combustão ou minimizadas por processos de adsorção ou processos catalíticos. De acordo com McKay (2002), a resposta para minimizar a formação destes compostos é manter elevadas temperaturas de combustão, garantir elevada turbulência, manter o tempo de residência maior que dois segundos na câmara de combustão secundária (câmara de incineração), resfriar rapidamente o efluente atmosférico pós-combustão de (450 a 200) °C.

Nos gráficos de temperatura da saída do resfriador observa-se temperaturas efetivamente baixas, logo, o resfriamento foi rápido. A temperatura mínima obtida foi 10,5 °C e a máxima 89,5 °C. Ademais, a diferença de temperatura média do processo de resfriamento foi de (622,6 ± 170) °C.

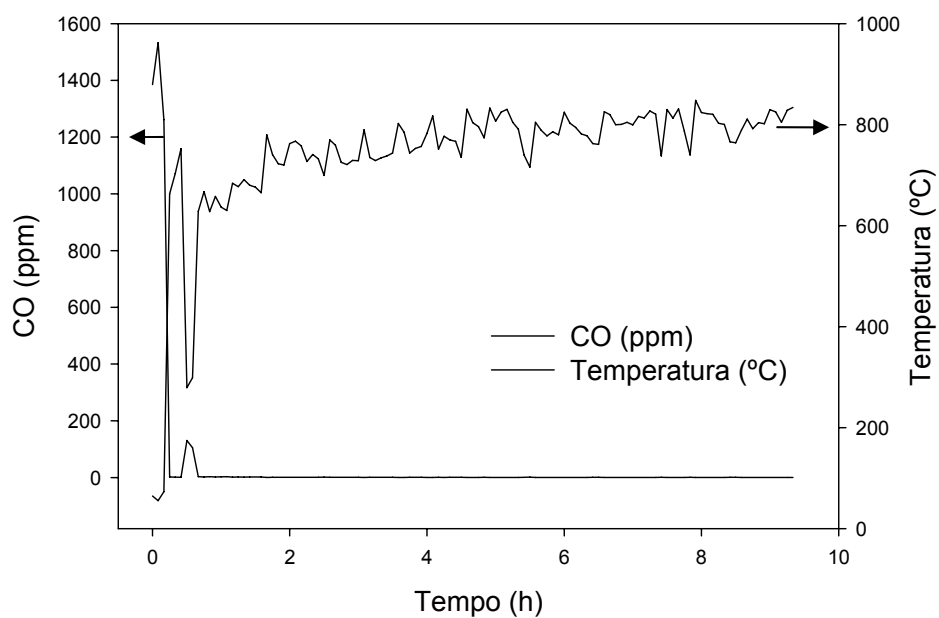
A redução de temperatura dos gases antes e após a passagem pelo resfriador permite avaliar a eficiência do equipamento. A temperatura média na saída do resfriador estabilizou em um valor médio de (57,9 ± 5,1) °C. Uma vez que a temperatura média dos gases foi de (757,7 ± 59,1) °C, utilizando todos os testes, verifica-se uma possibilidade mínima de formação de compostos tóxicos pertencentes à classe das dioxinas e furanos.

Segundo McKay (2002) a formação de compostos tóxicos como dioxinas e furanos ocorre em zonas de temperatura entre (300 e 400) °C. Desta forma, um resfriador que promova rápido resfriamento dos gases garante a minimização da formação destes compostos.

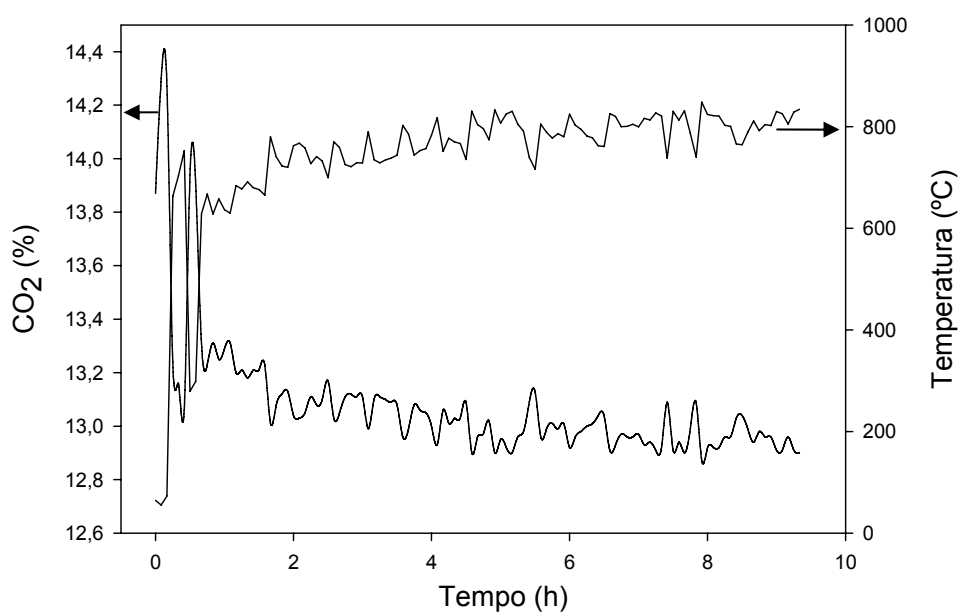
#### **2.4.1.2 Gases de combustão**

Os gases analisados foram O<sub>2</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e H<sub>2</sub>O durante a incineração dos resíduos. A relação entre os teores de CO, CO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, respectivamente com

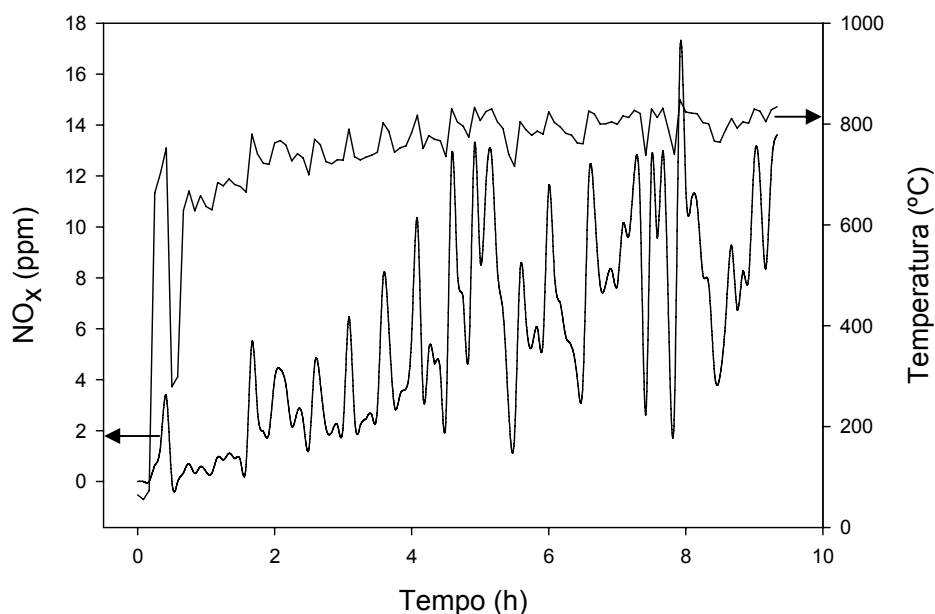
a temperatura na câmara de incineração dos gases está representada nas Figuras 2.11, 2.12 e 2.13.



**Figura 2.11** - Relação entre os teores de CO com a temperatura na câmara de incineração dos gases.



**Figura 2.12** - Relação entre os teores de CO<sub>2</sub> com a temperatura na câmara de incineração dos gases.



**Figura 2.13** - Relação entre os teores de NO<sub>x</sub> com a temperatura na câmara de incineração dos gases.

Observa-se que a temperatura de operação da câmara de combustão de gases influencia diretamente a formação de compostos tóxicos. Se por um lado temperaturas baixas aumentam as emissões de CO e CO<sub>2</sub> elas diminuem as de óxidos de nitrogênio. Analogamente, à medida que o forno esquenta aumentam as de NO<sub>x</sub> e diminuem as de CO e CO<sub>2</sub>.

Jangsawang et al. (2005) relatam que a temperatura de pré-aquecimento da câmara primária e seu tamanho afetam fortemente a produção de CO e sua conversão em CO<sub>2</sub>. Em altas temperaturas de aquecimento, há menos tempo disponível para a volatilização dos resíduos. Quando não há tempo suficiente o processo de combustão se apaga, o que resulta em uma maior emissões de CO nos gases de saída. Bizzo (1997) afirma que a emissão destes compostos relaciona-se não só à temperatura como também à mistura entre combustível e oxidante.

A média de CO foi (39,8 ± 74,6) ppm. O elevado desvio deve-se aos instantes de início e final de operação, onde o forno está frio, emitindo mais

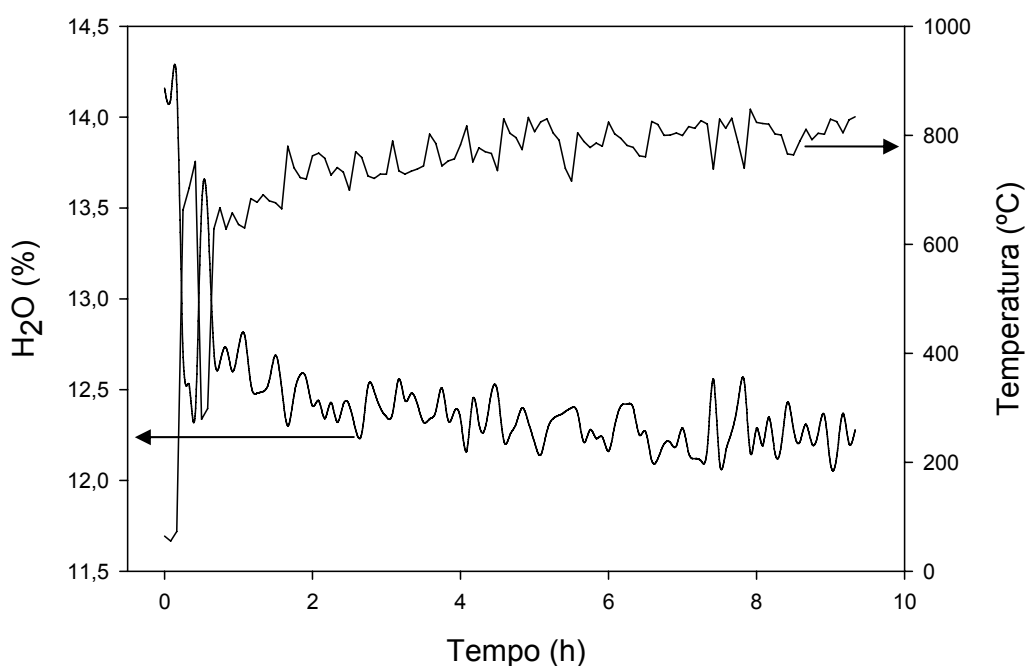


monóxido de carbono. Para  $\text{NO}_x$  e  $\text{CO}_2$  as respectivas médias foram  $(5,62 \pm 3,45)$  ppm e  $(13,08 \pm 0,14)$  %.

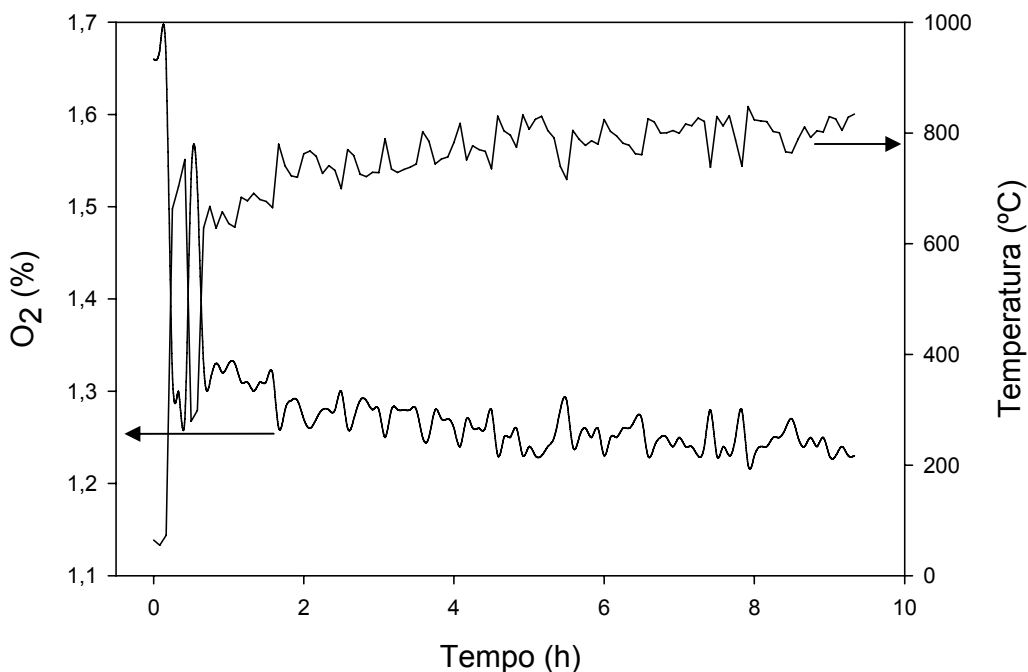
Os limites exigidos por legislação (RESOLUÇÃO CONAMA 316, 2002) para lançamento de efluentes atmosféricos em sistemas de tratamento térmico de resíduos é de 100 ppm para CO e  $560 \text{ mg Nm}^{-3}$  para  $\text{NO}_x$ . Os valores máximo e médio obtidos para  $\text{NO}_x$  foram  $(27,02$  e  $8,93)$   $\text{mg Nm}^{-3}$ , de maneira que as emissões não ultrapassaram os limites exigidos. Para CO das 112 leituras realizadas a cada cinco minutos nas 9,3 horas de leitura, apenas cinco passaram do limite permitido pela legislação. Estas correspondem aos primeiros 35 minutos de medição, início da operação, momento em que o forno estava sendo aquecido e a chama ainda não havia estabilizado.

Os valores encontrados são inferiores aos encontrados por outros pesquisadores. Mininni et al. (2007), encontraram valores de  $(66,1$  a  $137)$   $\text{mg Nm}^{-3}$  para emissões de  $\text{NO}_x$  e de  $(460,2$  a  $880,1)$   $\text{mg Nm}^{-3}$  de CO, após o trocador de calor.

As emissões de  $\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{O}_2$  em relação à temperatura da câmara de incineração estão nas Figuras 2.14 e 2.15.



**Figura 2.14** - Relação entre os teores de  $\text{H}_2\text{O}$  com a temperatura na câmara de incineração dos gases.



**Figura 2.15** - Relação entre os teores de  $O_2$  com a temperatura na câmara de incineração dos gases.

Analogamente ao comportamento dos óxidos de carbono, os teores de vapor de água e oxigênio diminuíram à medida que as temperaturas se elevaram. Isso acontece porque à medida que o forno é aquecido o oxigênio é utilizado na incineração dos gases. A média foi  $(1,28 \pm 0,04)$  % para  $O_2$  e de  $(12,42 \pm 0,20)$  % para  $H_2O$ .

#### 2.4.1.3 Temperatura do cultivo

O experimento ocorreu na área de Energia do Departamento de Engenharia Agrícola. A câmara de cultivo ficou exposta à radiação solar difusa e, por se tratar de uma estrutura metálica, atingiu temperaturas entre  $24,2$  °C e  $32,4$

°C. Esta elevação de temperatura também se deve ao aquecimento causado pelas lâmpadas fluorescentes dispostas no interior da câmara.

Chisti (2007) constatou que a faixa ótima de cultivo das microalgas em geral é entre (20 e 30) °C e a FAO Corporate Document Repository (1996) afirma que a tolerância é até 16 °C. Contudo, o fato da câmara de cultivo não possuir um sistema de resfriamento e alcançar temperaturas acima de 30 °C pode influenciar o desempenho dos cultivos.

Grossmam et al. (1994) reportam como faixa ótima de crescimento o intervalo de (25 a 35) °C. Andrews (2008) afirma que a faixa de (18 a 24) °C é a ótima para os cultivos e que a tolerável é de (16 a 27) °C.

Alguns pesquisadores ressaltam a importância de seleção de espécies resistentes a elevadas temperaturas (40 a 60 °C), possibilitando a injeção de gases de processos térmicos (SAKAI et al., 1995; WEISSMAM et al., 1998; ONO & CUELLO, 2007). Andrews et al. (2008) citam cepas de *Chlorella* sp. capazes de tolerar temperaturas de até 42 °C.

Além de influenciar diretamente na adaptação da espécie ao meio, a temperatura pode interferir indiretamente no cultivo. De acordo com Lopes (2007), a temperatura influencia a solubilidade de gases, de maneira que quanto mais elevadas, menor a solubilidade tanto do oxigênio quanto do dióxido de carbono prejudicando o cultivo.

#### **2.4.1.4 Intensidade Luminosa**

Conforme Andrews (2008) a intensidade luminosa é essencial para o cultivo de microalgas. A disponibilidade de energia luminosa está diretamente relacionada à taxa de fotossíntese e, conseqüentemente, à taxa de seqüestro de CO<sub>2</sub>.

A luz é absorvida rapidamente pelas células da superfície do fotobiorreator. Inicialmente, quando a concentração celular é baixa, uma baixa intensidade luminosa é suficiente. No entanto, com o aumento da concentração celular, a intensidade luminosa deve aumentar para não prejudicar o cultivo.

Em condições em que há intensidades luminosas baixas há limitação da energia necessária para a seqüência da reação fotossintética. A atividade fotossintética se eleva com o aumento da irradiação até determinados valores em que começa a ocorrer inibição do crescimento celular (LOPES, 2007). Neste estágio o aparato fotossintético satura e a fotossíntese cessa. Este evento denomina-se fotoinibição.

Células expostas a baixas intensidades luminosas possuem altos teores lipídicos, porém baixas concentrações de biomassa (CHISTI, 2007). Em baixa intensidade luminosa foi alcançada (20 a 24) % de eficiência de conversão fotossintética de luz visível em biomassa com elevado poder calorífico (BENEMANN, 1997). Adicionalmente, conforme Chisti (2007) células expostas a altas taxas de luminosidade apresentam maior conversão de biomassa.

Lv et al. (2010) encontraram aumento na concentração de biomassa de *Chlorella vulgaris* de  $0,37 \text{ g L}^{-1}$  para  $0,75 \text{ g L}^{-1}$  com o aumento de luminosidade de (24 para 60)  $\mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Com o aumento da intensidade luminosa de  $120 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , no entanto, a concentração celular aumentou ligeiramente na fase inicial da cultura seguida por uma diminuição. Esta pode ser devido à foto-inibição.

Saturação de luz é o principal fator limitante da produtividade das culturas de massa de algas em países não tropicais. Contudo, a iluminação artificial pode contornar este obstáculo (ANDREWS, 2008). A luz fluorescente que emite faixas do espectro azul e vermelho, os mais ativos para a fotossíntese, são preferidas (FAO CORPORATE DOCUMENT REPOSITORY, 1996).

A intensidade luminosa foi medida em posições aleatórias sobre a superfície dos Erlenmeyers através de luxímetro digital (Instrutherm, modelo LDR-208). O valor médio da intensidade luminosa foi de 529 lux. O valor encontrado é inferior ao utilizado em outras pesquisas que obtiveram maiores taxas de crescimento celular e produção de biomassa.

Lopes (2007) avaliou o efeito da intensidade luminosa no crescimento de cianobactérias. As condições experimentais foram luminosidades de (960, 3000, 6000, 9000 e 11000) lux. Os resultados para o crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscópica Na geli* foram proporcionais à intensidade luminosa. Desta forma, para a intensidade de 960 lux originou as menores concentrações

celulares, enquanto 11000 lux originou as maiores. Verificou-se que a máxima irradiância utilizada foi insuficiente para promover o fenômeno de fotoinibição celular, já que em condições de 11000 lux, registraram-se elevadas taxas de crescimento.

Morais e Costa (2007) utilizaram a iluminância de 3200 lux fornecida por lâmpadas fluorescentes tipo luz do dia (General Eletric, 40 W) enquanto Ranjan et al. (2010) 1200 lux. Penteado (2010) utilizou 5500 lux para cultivo de *Phaeodactylum tricornutum*. Todos estes pesquisadores encontraram valores de biomassa e concentração celular superior ao deste estudo.

Scragg et al. (2002) afirma que é difícil comparar biorreatores pois estes possuem diferentes áreas de superfície e portanto, diferentes taxas de absorção da iluminação. Desta forma, a luz pode ser o fator limitante do crescimento.

#### 2.4.2 Quantificação da biomassa e determinação da massa seqüestrada de dióxido de carbono

A quantificação do seqüestro de carbono foi realizada através da conversão do teor de biomassa algal máximo alcançado ao final do cultivo (Tabela 2.2).

**Tabela 2.2** – Biomassa máxima alcançada ( $\text{g L}^{-1}$ ) e seqüestro de  $\text{CO}_2$  ( $\text{g L}^{-1}$ ).

Repetição	Com $\text{CO}_2$ de incineração		Com $\text{CO}_2$ puro	
	Biomassa ( $\text{g L}^{-1}$ )	Seqüestro de $\text{CO}_2$ ( $\text{g L}^{-1}$ )	Biomassa ( $\text{g L}^{-1}$ )	Seqüestro de $\text{CO}_2$ ( $\text{g L}^{-1}$ )
1	0,4767 a	0,8747 b	0,5100 a	0,9359 b
2	0,3733 a	0,6851 b	0,4611 a	0,8461 b
3	0,4422 a	0,8115 b	0,4956 a	0,9093 b
Média	0,4307 $\pm$ 0,07 a	0,7904 $\pm$ 0,12 b	0,4889 $\pm$ 0,09 a	0,8971 $\pm$ 0,16 b

\* Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste T, a 5 % de probabilidade.

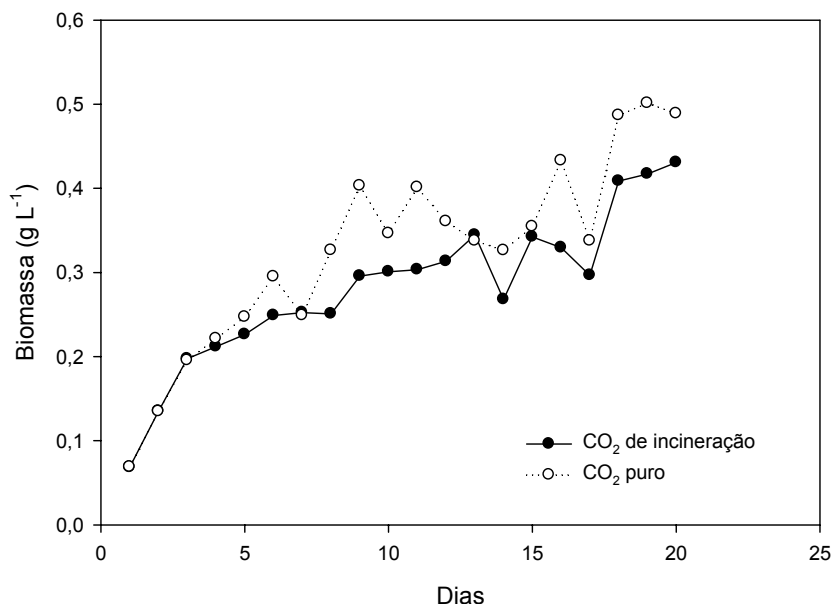
As produtividades alcançadas remetem aos resultados de estudos de outros pesquisadores como Morais & Costa (2007), Illman et al (2000), Lv et al. (2010) e Zepka et al. (2008).

Morais & Costa (2007) em cultivo de *Scenedesmus obliquus* e *Chlorella kessleri* com CO<sub>2</sub> de emissões de termoelétrica obtiveram concentrações máximas de biomassa de (1,14 e 0,98) g L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Illman et al. (2000) encontraram valores inferiores na ordem de (0,41 e 0,52) g L<sup>-1</sup> em cultivo de *Chlorella vulgaris* em meio Watanabe e meio com baixo nitrogênio, respectivamente, durante 14 dias.

Para diferentes concentrações de KNO<sub>3</sub>, Lv et al. (2010) obtiveram valores distintos de biomassa de *Chlorella vulgaris*. Para (5,0, 3,0, 1,0 e 0,2) mM de KNO<sub>3</sub> as concentrações obtidas foram de (1,1, 1,0, 0,7 e 0,5) g L<sup>-1</sup> respectivamente. Este cultivo foi realizado em água do mar artificial desprovida de fosfato e nitrato.

A curva de crescimento (Figura 2.16) obtida corrobora os resultados de outros pesquisadores.



**Figura 2.16** – Curva de crescimento de *Chlorella* sp. (biomassa).

A partir do décimo quarto dia de cultivo, observou-se um comportamento semelhante entre as curvas de crescimento. De maneira que se pode concluir que os altos e baixos no crescimento foram influenciados por fatores externos, que não a fonte de CO<sub>2</sub>. Acredita-se que a temperatura e a intensidade luminosa da câmara sejam possíveis responsáveis pelas alterações.

Observou-se também que a fase de declínio não se estabeleceu mesmo após vinte e um dias de cultivo. Em estudo realizado com *Chlorella* sp. em fotobiorreatores verticais, Chiu et al. (2009) afirmaram que o começo da fase estacionária está relacionada à concentração de biomassa da ordem de 3 g L<sup>-1</sup>.

A diferença observada entre os dois tratamentos foi analisada estatisticamente ao nível de 5 %. De acordo com a análise realizada, a diferença entre os dois tratamentos não foi significativa, de maneira que as médias não diferem estatisticamente.

Esperava-se uma diferença justificável pela presença de contaminantes nos gases de incineração de resíduos (Figuras 2.11, 2.12 e 2.13). Embora um sistema de tratamento para a remoção de vapores ácidos, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, cinzas e compostos orgânicos, com eficiência de remoção elevada esteja implantado, esta não atinge 100 %. Teores máximos de 17 ppm, 1532,6 ppm e 14,3 % para NO<sub>x</sub>, CO e CO<sub>2</sub> respectivamente foram encontrados neste cultivo. Os valores médios encontrados foram 5,6 ppm, 39,8 ppm e 13,1 % para NO<sub>x</sub>, CO e CO<sub>2</sub> respectivamente. Desta forma, alguns contaminantes poderiam ter comprometido o crescimento das microalgas.

Alguns poluentes em gás de incineração são considerados tóxicos ao crescimento de microalgas. Em estudo da influência da concentração de SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> no crescimento de *Chlorella* sp. Lee et al. (2002) observaram que as cepas mostraram-se resistentes à exposição desses poluentes. A produtividade máxima de biomassa em cultivo suplementado com CO<sub>2</sub> a 15 % foi de 3 g L<sup>-1</sup>. Para uma mistura gasosa com 15 % de CO<sub>2</sub> e concentrações de (60, 100 e 150) ppm de SO<sub>2</sub>, foram obtidas concentrações de (2,0, 1,3 e 0,2) g L<sup>-1</sup>, respectivamente, evidenciando a toxicidade do enxofre. Variando-se a concentração de NO entre (100 e 300) ppm a produtividade variou entre (2,6 e 0,3) g L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Maeda et al. (1995) estudaram a fixação de CO<sub>2</sub> emitido de termoelétricas por *Chlorella* sp. Este estudo variou as concentrações de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> do gás de

alimentação. As combinações de concentrações em ppm de poluentes foram 5 e 15, 10 e 30, 20 e 60, 50 e 150, 80 e 240, de SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub>, respectivamente. Para as menores concentrações de poluentes foi observado aumento do pH de 6 para 7,0. Para estes tratamentos as microalgas atingiram concentrações de até 1 g L<sup>-1</sup>. Contudo, para as maiores concentrações de poluentes o pH diminuiu de 3 para 2,5 e o cultivo não se estabilizou.

Quanto aos metais pesados presentes nas cinzas dos gases, Muñoz & Guieysse (2006) observaram taxas de remoção por absorção de zinco da ordem de 114,2 mg L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para *Chlorella vulgaris* e capacidade de acumulação de cádmio de 2,6 mg g<sup>-1</sup> de biomassa para *Chlorella sorokiniana*. Metais como mercúrio, alumínio, cromo, cobre e cobalto também tiveram suas taxas observadas, de maneira que se observa a tolerância aos metais.

Ademais, Hirooka et al. (2003) verificaram a capacidade de remoção de dinitrofenol e diclorofenol por cepas de *Chlorella fusca* var. *vacuolata* e *Anabaena variabilis*.

Muñoz & Guieysse (2006) relataram pesquisas de cepas de *Chlorella* e algumas bactérias capazes de remover compostos como fenol, fenantreno, salicilato de fenol, acetilnitrato, petróleo e p-Nitrofenol.

As microalgas têm sido referido como um fígado "verde" dos oceanos, agindo como sumidouros importante para a química ambiental (TORRES et al., 2008). Alguns poluentes orgânicos persistentes (POP's) como dioxinas e furanos são encontrados na composição das células.

O desafio, porém, é que os baixos níveis de poluentes presentes regularmente em células individuais não podem ser suficiente para induzir adaptações bioquímicas significativas nas microalgas (TORRES et al., 2008). No entanto, a biomagnificação ou bioacumulação por meio da cadeia alimentar pode causar impactos drásticos sobre os organismos maiores.

Conforme Nakano et al. (2005), o gênero *Chlorella* tem sido estudado como estimulante da excreção fecal de dioxinas em ratos e camundongos.

No entanto, estatisticamente os resultados de biomassa são iguais para ambos os tratamentos. Desta forma, as microalgas mostraram-se resistentes ao seqüestro de gases provenientes de plantas de incineração de resíduos.



Quanto ao seqüestro de dióxido de carbono, os valores obtidos para CO<sub>2</sub> de incineração e CO<sub>2</sub> puro foram (0,79 e 0,90) g L<sup>-1</sup>, respectivamente ou (0,0376 e 0,0427) g L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Estes valores por vezes mostram-se superiores a estudos análogos.

Hirata et al., (1996) cultivaram *Chlorella* sp. em atmosferas contendo entre (3 a 40) % de CO<sub>2</sub>, obtendo taxas de fixação de 0,00133 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

Em avaliação da eliminação biológica de óxido nítrico e dióxido de carbono em fotobiorreatores tubulares de *Nannochloris* sp., Yoshihara et al. (1996) encontraram máximas taxas de eliminação de CO<sub>2</sub> na ordem de 0,036 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

Ohtaguchi et al. (1997) estudando a bioconversão de dióxido de carbono em biocombustíveis encontraram taxas de incorporação de dióxido de carbono na biomassa de *Synechococcus leopoliensis* na ordem de 0,0354 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

Yamada et al. (1997) em avaliação da conversão biológica de dióxido de carbono em fotobiorreatores air-lift demonstraram taxas máximas de incorporação de carbono na biomassa de *Anacystis nidulans* de 0,0168 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

Cultivos de *Chlorella vulgaris* a partir dos efluentes líquidos de indústria de produção de aço visando o tratamento de NH<sub>3</sub> e CO<sub>2</sub>, obtiveram taxas de fixação de 0,026 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> (Yun et al., 1997).

Kajiwara et al. (1997) obtiveram taxas de remoção de CO<sub>2</sub> em fotobiorreatores air-lift com cultivo de *Synechococcus* PCC 7942, de 0,025 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> em concentrações celulares de 0,286 g L<sup>-1</sup>.

Murakami & Ikenouchi (1997) em estudo sobre seleção de microalgas com elevada capacidade de incorporação de CO<sub>2</sub>, obtiveram máximas taxas de fixação de 0,0625 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, para a espécie *Synechocystis aquatilis*.

Usui & Ikenouchi (1997) em avaliação da fixação biológica de CO<sub>2</sub> em nove configurações diferentes de fotobiorreatores obtiveram taxas de fixação na ordem de 0,0054 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> com cepas de *Chlorella* sp.

Keffer & Kleinheinz (2002) em estudo dos perfis de concentração de CO<sub>2</sub> em fotobiorreatores com *Chlorella vulgaris* foram obtidas taxas de 0,0639 g CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

Lopes et al. (2007) em estudo da modelagem cinética da remoção de dióxido de carbono em fotobiorreatores tubulares encontraram taxas máximas de remoção de  $0,1086 \text{ g CO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ min}^{-1}$ .

Conforme Andrews (2008), a Companhia Cyanotec suplementa o cultivo de algas com gás de uma usina de geração de energia. O gás possui 8 % de  $\text{CO}_2$  e o sistema de 67 tanques, com 0,3 ha de área total, consome cerca de  $67 \text{ t CO}_2 \text{ mês}^{-1}$  por meio da produção de  $36 \text{ t mês}^{-1}$  de *Spirulina sp.*

Morais & Costa (2007) cultivaram *Scenedesmus obliquus* e *Chlorella kessleri* com diferentes concentrações de  $\text{CO}_2$  de emissões de termoelétricas. Os autores concluíram que a resposta do cultivo foi maximizada a uma concentração de (6 a 12) % de  $\text{CO}_2$  para *Chlorella kessleri* e 12 % para *Scenedesmus obliquus*. Adicionalmente, concluíram que ambas as cepas cresceram quando submetidas à suplementação com 18 % de  $\text{CO}_2$ , mostrando-se potenciais para seqüestro de dióxido de carbono de termoelétricas.

Analogamente, os resultados obtidos para gás de incineração permitem concluir que as microalgas são capazes de seqüestrar emissões destes efluentes. Porém, o gás de incineração implementado no cultivo foi previamente tratado. Dada a eficiente remoção de vapores ácidos do sistema de tratamento de gases, o cultivo manteve valores de pH entre 5,88 e 6,46.

#### **2.4.3 Taxa de crescimento específica ( $\mu$ )**

Neste estudo, dado o longo período de cultivo, os dados obtidos para gás de incineração e  $\text{CO}_2$  puro foram um pouco inferiores aos encontrados em literatura, na ordem de (20,5 e 23,3)  $\text{mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente.

Scragg et al. (2002) obtiveram valores de biomassa da ordem de (40 e 41)  $\text{mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  para *Chlorella vulgaris* e *Chlorella emersonii*, respectivamente, em meio Watanabe. Para meio com baixo teor de nitrogênio valores da ordem de (24 e 36)  $\text{mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  foram encontrados para *Chlorella vulgaris* e *Chlorella emersonii*, respectivamente.

Há que se salientar que as condições de cultivo como temperatura, luminosidade e tempo não foram controladas objetivando otimização, sendo apenas monitoradas. Isto se justifica pelo fato deste estudo pretender criar subsídios para um fotobiorreator para seqüestro de gases em plantas plenas de incineração de resíduos, onde não haverá controle das condições de cultivo. Desta forma, os resultados obtidos compactuarem com os de outros autores significa que as cepas utilizadas são capazes de serem cultivadas em escala plena sob condições de estresse.

Os resultados para taxa específica de crescimento foram calculados de acordo com a equação 1 e estão expressos na Tabela 2.3.

A equação da taxa de crescimento específico foi obtida a partir da fase logarítmica de crescimento ao longo dos 21 dias do cultivo.

**Tabela 2.3** – Concentração de biomassa inicial e final em cada cultivo e taxa de crescimento específica.

Amostras	CO <sub>2</sub> de incineração				CO <sub>2</sub> puro	
	1	2	3	4	5	6
W <sub>i</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0,0727	0,0658	0,0667	0,0742	0,0651	0,0665
W <sub>f</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0,4767	0,3733	0,4422	0,5100	0,4611	0,4956
μ (d <sup>-1</sup> )	0,0940 a	0,0868 a	0,0946 a	0,0964 a	0,0979 a	0,1004 a
Média μ (d <sup>-1</sup> )	0,0918 ± 0,001 a			0,0982 ± 0,003 a		

\* Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste T, a 5 % de probabilidade.

As taxas de crescimento mostraram-se baixas quando comparadas à dados de literatura cultivados em meios com nitrogênio e com baixo teor de nitrogênio.

Em estudo com cinco espécies de microalgas, Illman et al. (2000) em cultivo com watanabe encontraram taxas de crescimento de (0,99, 0,86, 0,33, 0,58 e 0,43) d<sup>-1</sup> para cepas de *Chlorella vulgaris*, *Chlorella ermesonii*, *Chlorella protothecoides*, *Chlorella sorokiniana* e *Chlorella minutissima*, respectivamente.

Scragg et al. (2002) encontraram valores da ordem de 0,40 e 0,38 para o cultivo em Watanabe de *Chlorella vulgaris* e *Chlorella ermesonii*, respectivamente.

No entanto para cultivos com meio de baixo teor de nitrogênio os mesmos autores reportaram taxas distintas das mencionadas anteriormente.

Scragg et al. (2002) encontraram valores da ordem de *Chlorella vulgaris* e *Chlorella ermesonii*, respectivamente a ordem de (0,69 e 0,38) d<sup>-1</sup>. Illman et al. (2000) encontraram para *Chlorella vulgaris*, *Chlorella ermesonii*, *Chlorella protothecoides*, *Chlorella sorokiniana* e *Chlorella minutissima* valores de (0,77, 0,46, 0,27, 0,19 e 0,43) d<sup>-1</sup>, respectivamente.

Porém, como ressaltado anteriormente, as condições para um cultivo ótimo não foram controladas, de maneira que os microrganismos foram submetidos a estresse.

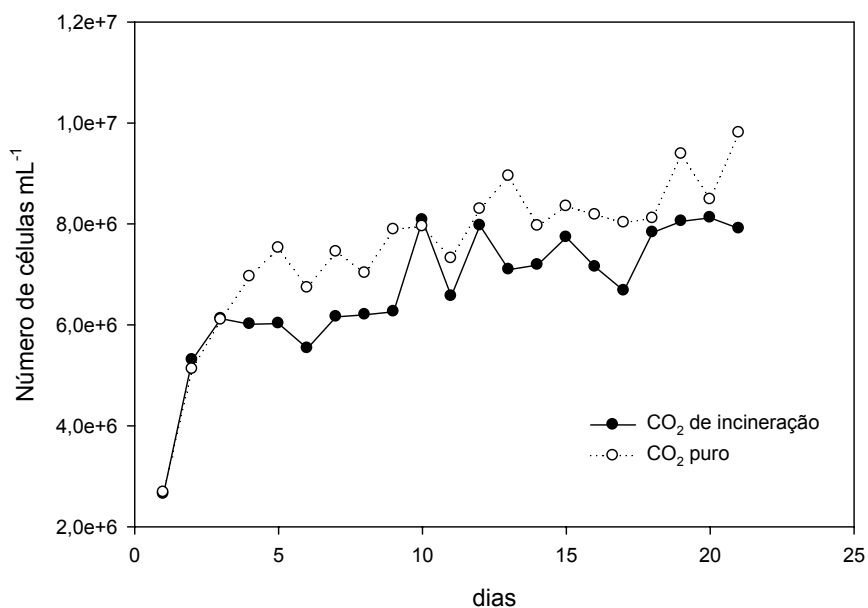
Morais & Costa (2007) em cultivo de *Scenedesmus obliquus* e *Chlorella kessleri* com CO<sub>2</sub> de emissões de termoelétrica obtiveram taxas máximas de crescimento (0,261 e 0,267) d<sup>-1</sup> respectivamente.

Adicionalmente, pode-se observar na Figura 2.16 que apesar da taxa de crescimento ter se apresentado baixa, a concentração de biomassa manteve-se acima de 0,3 g L<sup>-1</sup> a partir do décimo quinto dia de cultivo para ambos os tratamentos. Isto significa que a população manteve-se por um longo período a concentrações elevadas e, portanto, sem crescer significativamente.

Este fato justifica a baixa taxa de crescimento e, mesmo assim, reafirma o potencial das microalgas para seqüestro de gases de incineração.

#### **2.4.4 Contagem de células**

Os resultados para contagem de células estão na Figura 2.17.



**Figura 2.17** – Curva de crescimento de *Chlorella* sp. (contagem de células).

Os resultados obtidos são concordantes com aqueles publicados por Liu et al. (2008), que estudaram a influência de diferentes teores de ferro e nitrogênio no cultivo de *Chlorella vulgaris*. Estes pesquisadores encontraram valores na contagem de células da ordem de  $(14 \text{ a } 5) \times 10^6$  células por mL de cultivo.

Scragg et al. (2002) encontraram números máximos de células por mL de cultivo da ordem de  $5,7 \times 10^7$  e  $3,3 \times 10^6$  para *Chlorella vulgaris* e *Chlorella emersonii* em meio Watanabe, respectivamente. Para meio com baixo teor de nitrogênio valores da ordem de  $(7,0 \text{ e } 4,0) \times 10^6$  foram encontrados para *Chlorella vulgaris* e *Chlorella emersonii*, respectivamente.

Conforme Illman et al. (2000) valores de  $5 \times 10^6$  células por mL de cultivo são encontrados para *Chlorella vulgaris* em meio Watanabe e valores da ordem de  $6 \times 10^6$  células por mL de cultivo são encontrados para a mesma cepa em meio com baixo teor de nitrogênio.

Bertoldi et al. (2008), em estudo sobre cultivo de *Chlorella vulgaris* em meio hidropônico residual, observou o crescimento celular com resultados entre  $(10,6 \text{ e } 4,2 \times 10^6)$  células por mL de cultivo.

Brown (1996) em cultivo da alga verde *Monoraphidium minutum* com gás de combustão observou que o crescimento da alga com suplementação de ar atmosférico foi da ordem de  $10^6$  enquanto para gás de combustão foi na ordem de  $10^7$ . Isto ocorreu devido ao fornecimento de carbono, presente no gás de combustão. A mesma observação foi constatada quando comparados cultivos com e sem fonte de nitrogênio, evidenciando a dependência deste nutriente para o crescimento (BROWN, 1996).

Há que se salientar o tempo de cultivo do experimento que difere de outras pesquisas. Na literatura encontram-se cultivos de 15 a 18 dias, devido à instalação da fase de declínio, em que a taxa de morte celular é elevada.

A contagem de células (Figura 2.17) foi analisada estatisticamente ao nível de 5 % de significância. A análise indicou que o crescimento celular para o cultivo com gás de incineração e o cultivo com CO<sub>2</sub> puro foram iguais. Desta forma, analogamente à curva de biomassa, a diferença observada nos dois tratamentos não foi significativa estatisticamente.

Pode-se concluir que as microalgas mostraram-se não só resistentes ao cultivo com gás de incineração, mas também mostraram-se promissoras como mecanismo de seqüestro de gases de efeito estufa.

#### **2.4.5 Clorofila**

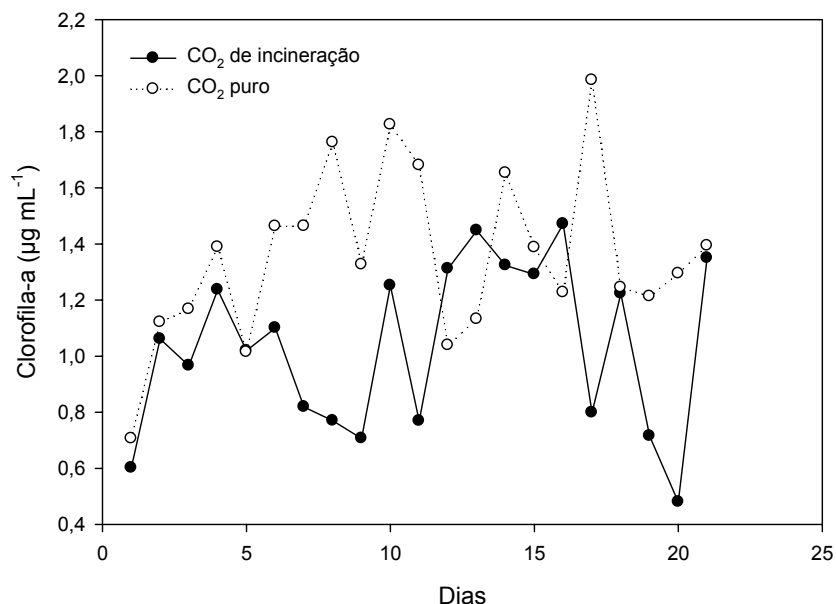
A concentração de clorofila é um parâmetro chave por relacionar-se com a taxa de fotossíntese e, portanto, com o seqüestro de CO<sub>2</sub>. Este parâmetro é utilizado como indicador da quantidade de biomassa de algas e, apesar do conteúdo de clorofila por célula variar conforme o estado fisiológico e a espécie, sua correlação com a densidade celular é satisfatória (KURODA et al., 2005).

A clorofila-a é o pigmento fotossintético presente em todos os organismos fitoplanctônicos sejam eucarióticos (algas) ou procarióticos (cianobactérias) e é utilizado como parâmetro de biomassa algal (KURODA et al., 2005).

De acordo com Lv et al. (2010) além de a clorofila-a poder ser utilizada como resposta do crescimento celular esta também, pode ser relacionada à atividade da enzima ACCase, importante na síntese de lipídeos. Isto porque a

célula em meio com baixa concentração de nitrogênio desvia a atividade metabólica da divisão celular para o acúmulo de energia para um período de privação.

Os resultados obtidos para clorofila-a estão na Figura 2.18.



**Figura 2.18** – Clorofila-a para os 21 dias de cultivo de *Chlorella* sp.

Os dados obtidos quando convertidos em picogramas por célula destoam dos estudos de outros pesquisadores como Bertoldi et al. (2008) e Lv et al. (2010). Para o cultivo com CO<sub>2</sub> de incineração os valores obtidos foram da ordem de  $2,3 \times 10^{-4}$  pg célula<sup>-1</sup> e  $5,9 \times 10^{-5}$  pg célula<sup>-1</sup>, enquanto para o cultivo com CO<sub>2</sub> puro os valores variaram entre  $(2,6$  e  $1,2) \times 10^{-4}$  pg célula<sup>-1</sup>.

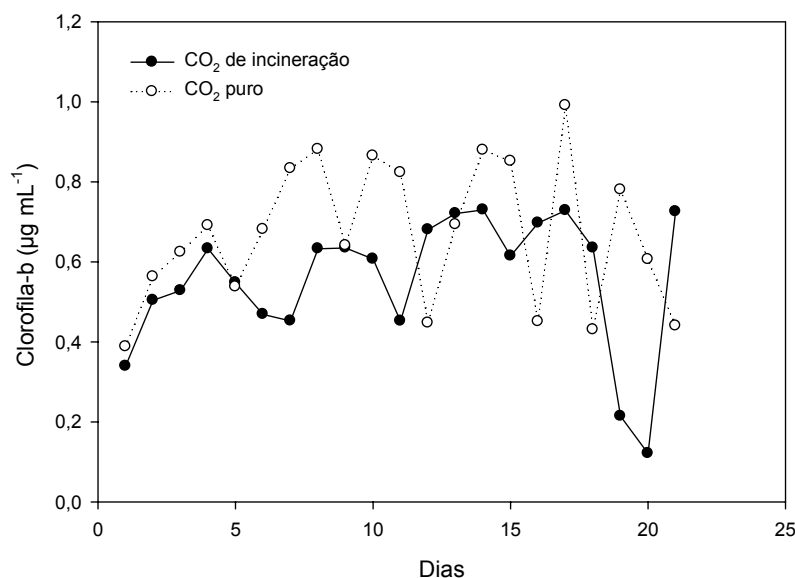
De acordo com Lv et al. (2010), a adição de nitrogênio ao meio de cultivo pode provocar o aumento da concentração de clorofila-a. Em estudo com variadas concentrações de KNO<sub>3</sub> os valores de 5 mM reportaram a valores de 2,25 pg por célula de clorofila-a, enquanto concentrações inferiores como 0,2 mM conduziram a 0,25 pg por célula.

Bertoldi et al. (2008) encontraram valores clorofila-a em *Chlorella vulgaris* entre 0,38 e 0,28 pg por célula.

Os dados foram analisados ao nível de 5 % de significância e não diferem ente si. Adicionalmente à restrição de nitrogênio, os poluentes presentes no gás de incineração poderiam ter adicionado estresse ao meio, limitando a divisão celular. Este fato justificaria uma menor concentração de clorofila-a nas células cultivadas com gás de incineração. No entanto, a curva de clorofila-a teve comportamento similar às de biomassa e contagem de células.

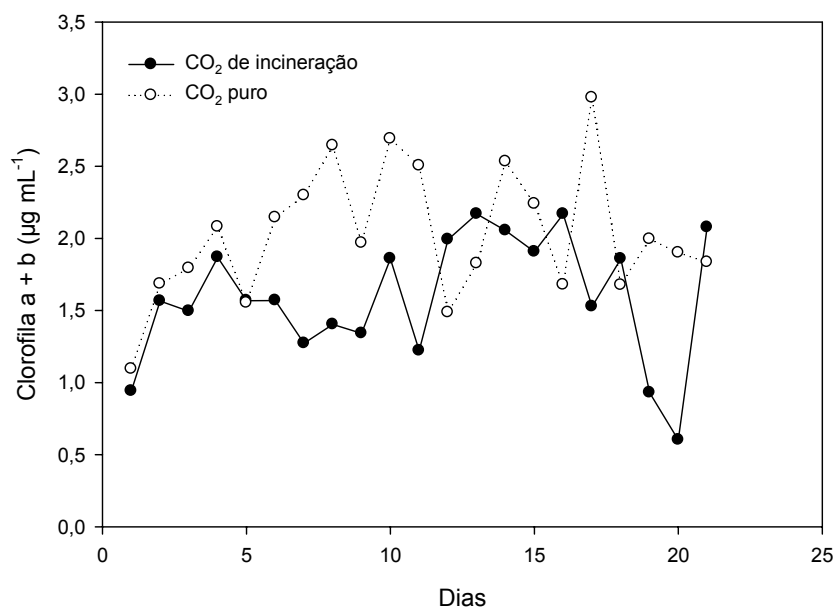
Enquanto a clorofila-a recebe energia luminosa e é excitada, promovendo uma reação de óxido-redução que determina a fotossíntese, a clorofila-b é um pigmento acessório e transfere a energia para a clorofila-a (KURODA et al., 2005).

Os resultados obtidos para clorofila-b e clorofila-a+b estão nas Figuras 2.19 e 2.20.



**Figura 2.19** - Clorofila-b para os 21 dias de cultivo de *Chlorella* sp.





**Figura 2.20** - Clorofila-a+b para os 21 dias de cultivo de *Chlorella* sp.

Os resultados obtidos para clorofila-b e para clorofila-a+b também diferem dos encontrados na literatura.

Resultados médios da ordem de  $(8,57 \times 10^{-5}$  e  $9,26 \times 10^{-5})$  pg célula<sup>-1</sup> foram encontrados para clorofila-b em cultivo com CO<sub>2</sub> de resíduo e CO<sub>2</sub> puro, respectivamente. Bertoldi et al. (2008) encontraram valores clorofila-b em *Chlorella vulgaris* entre (0,09 e 0,16) pg por célula.

Para clorofila-a+b os resultados também diferiram dos resultados da literatura, tendo como valores de  $(2,44 \times 10^{-4}$  e  $2,78 \times 10^{-4})$  pg célula<sup>-1</sup> para tratamento com CO<sub>2</sub> de resíduo e puro, respectivamente. Bertoldi et al. (2008) encontraram valores clorofila-a+b entre (0,40 e 0,54) pg por célula.

Analogamente à clorofila-a, os resultados obtidos para os tratamentos com CO<sub>2</sub> puro e de incineração de clorofila-b e clorofila-a+b não diferiram estatisticamente.

Na literatura encontra-se pesquisas em que a diferença entre os gases de alimentação não diferem estatisticamente. Estudando o cultivo da alga verde *Monoraphidium minutum* com gás de combustão Brown (1996) observou que os valores de clorofila entre 0,30 e 0,55 pg célula<sup>-1</sup>. Não foi observada diferença

estatística entre os tratamentos com gás simulado de combustão e com gás controle.

A inferioridade dos valores obtidos em comparação aos de outros pesquisadores é análoga à inferioridade dos resultados para as curvas de crescimento de biomassa e contagem de células.

Este fato deve-se ao não controle das condições de cultivo como temperatura, luminosidade e tempo e às condições de estresse a que foram submetidas as células.

## 2.5 Conclusões

O incinerador projetado e seu sistema de tratamento de gases funcionaram corretamente, produzindo efluentes atmosféricos com teores de poluentes dentro dos limites exigidos pela legislação nacional na maior parte do tempo.

Para os dados de biomassa, contagem de células e clorofila, não houve diferença estatística entre o tratamento controle e o que utilizou gás de incineração.

O cultivo de *Chlorella* sp. se mostrou resistente à suplementação com gás de incineração de resíduos, apresentando mesmo crescimento que quando cultivada com CO<sub>2</sub> puro.

O seqüestro de CO<sub>2</sub> obtido foi equiparável a estudos de literatura para gases similares como o de combustão de termoelétricas. Desta forma, *Chlorella* sp. pode ser utilizada em larga escala para seqüestro de dióxido de carbono em incineradores de plantas industriais. No entanto, o crescimento deve ser acompanhado de maneira a se observar a introdução de poluentes no cultivo e a necessidade de nutrientes.

Ademais, o projeto de fotobiorreatores acoplados a plantas de tratamento de gases de incineração de resíduos pode vir a constituir um mecanismo de desenvolvimento limpo. Isto porque foi comprovada a capacidade de seqüestro de gases estufa pelas microalgas, minimizando a contribuição para o aquecimento global. Desta maneira, é possível converter o seqüestro em créditos de carbono, gerando lucro a um empreendimento de tratamento térmico de resíduos.

### **3 Avaliação do teor de lipídeos do cultivo de *Chlorella* sp. suplementado com gás de incineração em meio com baixo teor de nitrogênio**

#### **3.1 Introdução**

As microalgas são microrganismos autotróficos que crescem naturalmente em água doce ou salina, ou seja, são capazes de sintetizar seu próprio alimento e energia assim como as plantas vasculares (ANDREWS et al., 2008). Para tanto utilizam energia solar, água, sais inorgânicos e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

Existem três vias de assimilação de carbono inorgânico, porém apenas uma trata-se de absorção de CO<sub>2</sub> atmosférico. Conforme Lopes (2007), o mecanismo de concentração de carbono (CCM) bombeia CO<sub>2</sub> até os sítios de carboxilação fotossintéticos. De acordo com a intensidade luminosa, o carbono inorgânico é transformado em constituintes celulares essenciais, tais como aminoácidos, ou em reservas energéticas como açúcares, amido e lipídeos. A principal forma de reserva é o amido, porém sob certas condições podem armazenar lipídeo.

Dada sua capacidade de fixar CO<sub>2</sub> atmosférico, as microalgas podem ser cultivadas em fotobiorreatores como mecanismo de seqüestro de emissões (WANG et al., 2008) como as descargas de incineradores.

Para o cultivo das microalgas pode-se utilizar fotobiorreatores, que segundo Lopes (2007) podem ser definidos como sistemas usados para o desenvolvimento de reações fotossintéticas. Estes equipamentos podem ser classificados de acordo com o modo de alimentação da mistura reagente (descontínuo ou contínuo), por meio do tipo de escoamento (mistura completa ou pistonado), pelo tipo de cultivo empregado (células livres ou imobilizadas) e através da configuração (fotobiorreatores abertos ou fechados). Adicionalmente os projetos destes fotobiorreatores podem assumir variadas formas como helicoidal, tubular, em coluna, painéis planos dentre outros.

Quanto ao processo de descarte, uma finalidade ambientalmente segura deve ser dada ao material excedente. Neste patamar, cabe salientar que a

existência de lipídeos, carboidratos e proteínas na biomassa algas, possibilitam seu uso posteriormente como ração animal, fertilizante orgânico, fermentação para a obtenção de metanol ou etanol (RIESING, 2006), além de ser aproveitado na indústria de fármacos e de alimentos.

A microalga *Chlorella* possui grande capacidade fotossintética, é rica em micronutrientes, possui alto teor de clorofila, proteínas, vitaminas, sais minerais e ácidos graxos (HENRIKSON, 1994). Além disso, *Chlorella* pode ser utilizada como alimento sem causar risco à saúde humana, pois é considerada GRAS (Generally Recognized As Safe) pelo FDA (Food and Drug Administration) dos EUA. Segundo alguns autores, *Chlorella* apresenta efeito terapêutico (KOMAKI, 1998; QUEIROZ, 2003), é utilizada como ração animal e como suplemento alimentar (AGUADOA, 2005). Contudo, células cultivadas com efluentes podem apresentar riscos ao consumo, e não devem ser ingeridas.

Adicionalmente, há se avaliar a produção de biocombustíveis através da biomassa algal. Recentemente, Chisti (2007) mostrou que as microalgas são a única fonte capaz de suprir grandes demandas por óleos para a produção de biodiesel, pois elas possuem grande potencial fotossintético e lipídico. Gouveia & Oliveira (2008) demonstraram que a produção de biodiesel a partir de microalgas pode ser de 10 a 20 vezes maior do que a produção advinda de plantas oleaginosas, como por exemplo, a soja, a canola e o dendê.

A produção de biocombustíveis está diretamente relacionada à quantidade de biomassa produzida e ao teor de lipídeos produzidos (SCRAGG, 2002). Ademais, para a pesquisa da utilização de microalgas para a produção de biocombustíveis interessa o teor de lipídeo e a produtividade da biomassa.

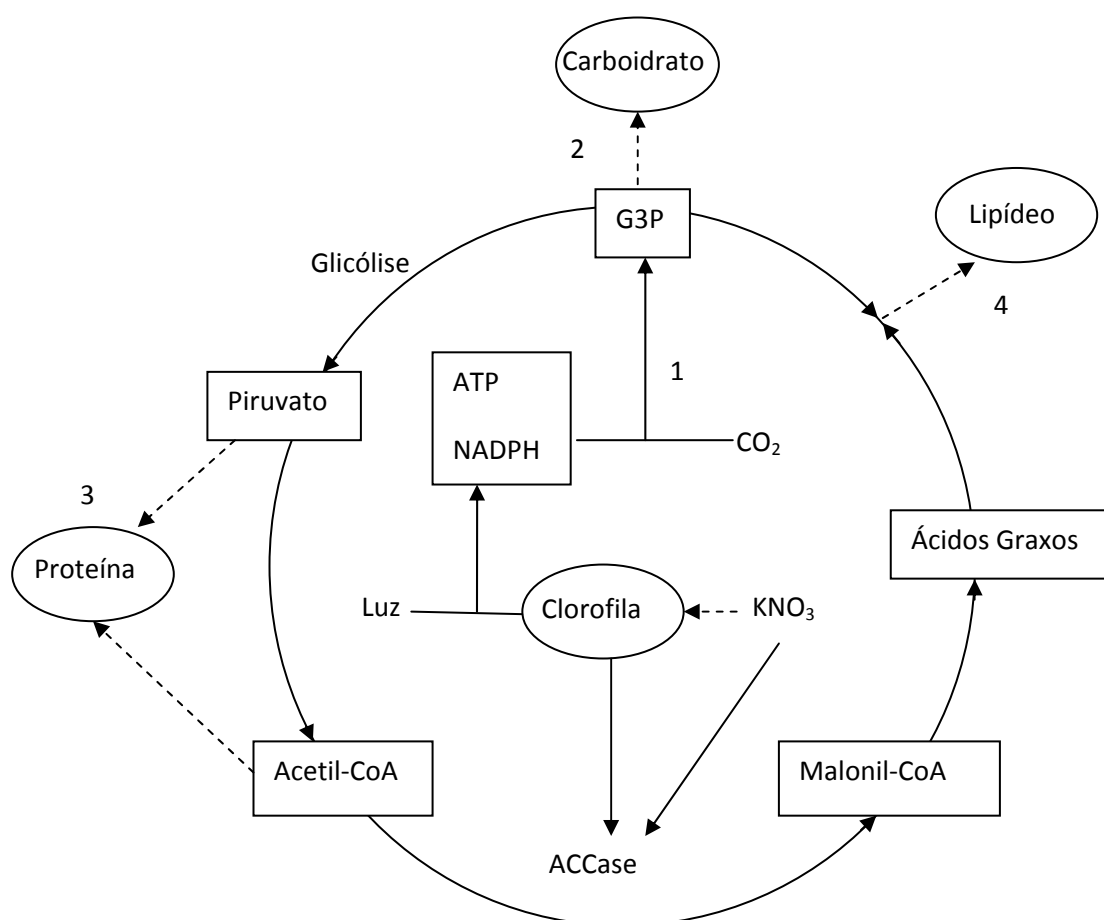
### **3.1.1 Conteúdo Celular**

A possibilidade da utilização dos co-produtos da extração do óleo para diversos fins, inclusive o estudo da potencial atividade biológica apresentada pelos extratos e frações obtidos desse material (HONG et al., 2008; STAUBER, 1998) tem motivado a produção de microalgas.

O cultivo de *Chlorella* sp. tem sido realizado em diversas pesquisas com o meio Watanabe (ANDREWS et al., 2008; MORAIS, 2008), meio sintético usual para tal cepa. O meio de cultivo fornece uma combinação balanceada dos micro e macro nutrientes necessários ao crescimento da cultura.

No entanto, um meio com limitações de nitrogênio, como proposto por Illman et al. (2000), Scragg et al. (2002), Liu et al. (2008), Morais & Costa (2008) e Lv et al. (2010) pode induzir a maior produção de lipídeo.

A biossíntese de lipídeos, juntamente com carboidratos e proteínas envolve muitas reações enzimáticas, que podem ser divididas em quatro (Figura 3.1).



**Figura 3.1** - Biossíntese de componentes bioquímicos das células de *Chlorella vulgaris* (LV et al., 2010).

Primeiramente ocorrem as reações de fotossíntese, incluindo as reações de claro e escuro (MADIGAN et al., 2004). Durante o processo de iluminação, a clorofila pode transformar energia luminosa em ATP e NADPH, que poderiam

então ser utilizados para converter CO<sub>2</sub> em gliceraldeído-3-fosfato (G3P) durante as reações na fase escura (LV et al., 2010).

Parte do G3P é utilizado para produzir carboidratos, como glicose e amido em uma série de reações. Posteriormente ocorre o processo de formação das proteínas. Outra parte do G3P foi transformado em piruvato e acetil-CoA através da ação da glicólise e da catálise adicional de piruvato desidrogenase (MADIGAN et al., 2004).

De acordo com (LV et al., 2010) o acúmulo de lipídeos ocorre quando o acetil-CoA é convertido em malonil-CoA seguido por ácidos graxos após ciclos contínuos, catalisada pela acetil-CoA carboxilase (ACCase).

O acúmulo de lipídeos ocorre no cloroplasto e ACCase exerce intensa regulamentação da síntese de ácidos graxos em microalgas (LV et al., 2010). O melhor funcionamento desta enzima pode estimular uma maior produção de lipídeo.

Sob condições de estresse ambiental, muitas microalgas alteram sua rota biossintética para formação e acúmulo de lipídeos neutros, principalmente, triacilglicerídeos (TAGs) (WANG et al., 2008). Os principais estímulos ao estresse químico são a composição, a salinidade e o pH do meio de cultivo. Entre os estresses físicos a temperatura e a intensidade luminosa são os mais importantes. Além disso, as fases do crescimento (*lag*, *log* e senescência) da cultura também afetam a produção e a composição dos ácidos graxos sintetizados (HU et al., 2008; HSIEH & WU, 2009).

Morais & Costa (2008) analisando o comportamento de *Spirulina* sp. reportaram ao cultivo de baixo teor de nitrogênio as maiores concentrações de lipídeo. Illman et al. (2000) e Wang et al. (2008) reportaram teores de lipídeo elevados para cultivo com meio deficiente em nitrogênio de *Chlorella emersonii* e *Chlorella* sp., respectivamente.

A limitação de nitrogênio, nos meios de cultivo, pode alterar rotas relacionadas com a síntese de compostos celulares, como ocorre na síntese de proteínas, que poderá ser desviada para outras sínteses: carboidratos ou lipídeos (FOGG, 1966). Tal fato é específico para cada espécie, podendo ser observado dentro de espécies do gênero *Chlorella*, onde em determinada condição, associada a um baixo teor de N foi produzido maior conteúdo de carboidratos,

enquanto em outra houve maior produção de lipídeos (RICHMOND, 1986; CHINNASAMY et al., 2010).

Em geral, as células com maior teor de lipídeos e baixo teor de carboidratos e proteínas têm valor calórico mais elevado, produzindo maior rendimento em energia (ANDREWS et al., 2008).

Illman et al. (2000) reportam que obtiveram para cultivo de *Chlorella vulgaris* em meios com baixa concentração de nitrogênio maiores quantidades de carboidratos e menores quantidades de proteína.

### 3.1.2 Fatores intervenientes no crescimento das microalgas

Comparadas aos vegetais superiores, as microalgas apresentam maior eficiência fotossintética e podem ser cultivadas em meio salino simples (RADMANN & COSTA, 2008). Meios de cultura sintéticos como Watanabe são amplamente utilizados no cultivo de microalgas (LOPES, 2007, ANDREWS et al., 2008; MORAIS, 2008).

Para a produção de biocombustíveis faz-se necessário combinar produtividade de biomassa e teor de óleo. Pesquisadores (ANDREWS et al., 2008; WANG et al., 2008) têm apresentado relatos de que a deficiência de nitrogênio em meios de cultivo aumenta a concentração de lipídeos nas células.

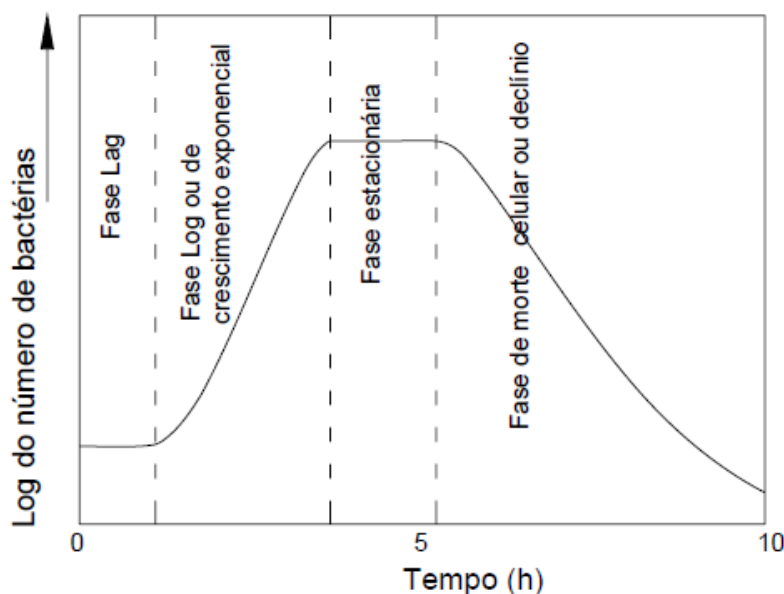
Liu et al. (2008) em estudo de meios com e sem nitrogênio observaram que culturas com adição de nitrogênio apresentaram a menor densidade celular e o início da fase de declínio foi mais cedo do que o controle.

Contrariamente, Lv et al. (2010) afirmam que a baixa concentração de nitrogênio gera estresse que reduz o processo de divisão celular, diminuindo a produtividade do cultivo e, conseqüentemente, a produtividade do óleo.

Para o cultivo de microalgas tem que se considerar seu ciclo produtivo (Figura 3.2). A fase lag é a fase de adaptação do microrganismo onde não há crescimento da população, apenas aumento do tamanho das células (MADIGAN et al., 2004). Na fase log a taxa de crescimento é máxima, correndo o pico de atividade fisiológica. Logo em seguida tem-se a fase estacionária, quando a



população atinge seu máximo e a taxa de crescimento é nula (MADIGAN et al., 2004). Acontece o acúmulo de substâncias tóxicas e diminuição do número de células viáveis. Na última fase, a de declínio ocorre acúmulo adicional de produtos metabólicos inibitórios (MADIGAN et al., 2004). A taxa de morte é acelerada e o número de células diminui de modo exponencial.



**Figura 3.2** - Curva de Crescimento de microrganismos e suas fases típicas (TORTORA et al., 2000).

Apesar de se tratarem de microrganismos de excelente resistência a condições adversas, as microalgas têm sua taxa de crescimento maximizada quando cultivadas em condições específicas.

Andrews et al. (2008) afirmam que os referidos microrganismos necessitam de luz, dióxido de carbono, sais e água para crescer. Entretanto, pesquisadores fazem algumas menções quanto aos parâmetros ótimos para o cultivo das cepas. Dentre estes tem-se temperatura, tempo, pH, meio de cultivo, concentração de CO<sub>2</sub>, energia luminosa, agitação e mistura do meio (LOPES, 2007).

Quanto à temperatura Chisti (2007) assegura que a faixa entre (20 e 30) °C é a que promove melhor crescimento, enquanto a tolerância atinge até 16 °C (FAO CORPORATE DOCUMENT REPOSITORY, 1996).

Além de influenciar diretamente na adaptação da espécie ao meio, a temperatura pode interferir indiretamente no cultivo. De acordo com Lopes (2007),

a temperatura influencia a solubilidade de gases, de maneira que quanto mais elevadas, menor a solubilidade tanto do oxigênio quanto do dióxido de carbono prejudicando o cultivo. Desta maneira, condições ótimas devem ser aplicadas nos fotobiorreatores para promover o máximo crescimento dos microrganismos.

As microalgas, assim como outros microrganismos, possuem uma faixa de pH ótima ao crescimento e uma faixa mais ampla de tolerância (MADIGAN, 2004). A faixa de pH considerada ótima para a fotossíntese situa-se entre 7,5 e 10, estando os limites mínimos entre 6,5 e 7,0 (LOPES, 2007). Andrews et al. (2008) reportam uma faixa ótima entre 7,2 e 7,8 e outra de tolerância entre 7 e 9, com uma resposta mínima de crescimento em pH de 6,5.

O consumo de carbono inorgânico no meio promove deslocamento do equilíbrio carbonato-bicarbonato no sistema tampão, gerando o aumento do pH. Tal incremento pode interferir na taxa de crescimento dos microrganismos.

A disponibilidade de carbono também afeta as condições de cultivo. Segundo Ishida et al. (2001), a baixa disponibilidade de carbono pode causar limitação do crescimento microalgal e a adição de CO<sub>2</sub> no meio de cultivo pode aumentar em até 7 vezes a produtividade. Muradyan et al. (2004), constataram que a concentração em ácidos graxos triplicou com aumento da concentração de (2 a 10) % de CO<sub>2</sub> nos cultivos de *Dunaliella salina*.

Estes microrganismos têm sido cultivados fotossinteticamente com CO<sub>2</sub> atmosférico, não necessitando de dióxido de carbono de alta pureza. Enquanto a atmosfera contém apenas (0,03 a 0,06) % de CO<sub>2</sub>, emissões com elevadas concentrações deste gás podem resultar em um aumento na produtividade de biomassa seca (ANDREWS et al., 2008). Isso faz com que gases de combustão, com níveis de emissões de CO<sub>2</sub> de (5 a 15) %, proveniente de usinas de energia, sejam um substrato altamente disponível para uso em processos com microalgas (DOUCHA et al., 2005). Andrews et al. (2008) reportam resistência de *Chlorella* sp. em concentrações de CO<sub>2</sub> da ordem de (6 a 40) %.

De acordo com Lopes (2007), o mecanismo de concentração de carbono (CCM) explica a tolerância das diversas espécies de microalgas a variadas concentrações de carbono. Desta forma, os gases de incineração, que produzem em média (0,7 a 1,2) mg de CO<sub>2</sub> para cada 1 mg de resíduo sólido urbano

incinerado (IPCC, 2000), constituem potenciais substratos para o cultivo de microalgas.

Além da absorção de dióxido de carbono em períodos luminosos (fotossíntese), os organismos autotróficos realizam respiração (liberação de CO<sub>2</sub>) em períodos desprovidos de luz. A relação entre a duração dos ciclos claro-escuro em um cultivo denomina-se fotoperíodo. Borges (2005), Lopes (2007) e Radmann & Costa (2008) utilizaram em seus experimentos fotoperíodos de 12 horas de luz e 12 de escuro. Segundo Andrews et al. (2008), o fotoperíodo ótimo é de 16:8 (luz:escuro).

A disponibilidade de energia luminosa está diretamente relacionada à taxa de fotossíntese e, conseqüentemente, à taxa de seqüestro de CO<sub>2</sub>. Desta maneira, é comum supor que quanto maior a disponibilidade de energia luminosa maior a produtividade da microalga e maior o seqüestro de gás. Porém, Borges et al. (2005), afirmam que eventos extremos de intensidade luminosa podem prejudicar o crescimento das populações microbianas.

Existe um evento denominado fotoinibição em que o aparato fotossintético satura e a fotossíntese cessa. Morris (1981) afirma que espécies adaptadas à sombra mostram-se fotoinibidas em intensidades luminosas baixas. Porém espécies adaptadas à luz embora demonstrem eficiência fotossintética menor, possuem maior resistência à fotoinibição.

Por outro lado, a quantidade de luz pode interferir na formação dos constituintes celulares desejados. Em condições de luz limitadas a assimilação do carbono é canalizada preferencialmente em direção da síntese de aminoácidos e outros constituintes celulares essenciais, mas sob condições saturadas de luz, açúcares e amido são formados (LOPES, 2007).

Quanto aos fatores operacionais de importância em fotobiorreatores, os sistemas de agitação e mistura podem causar ou prevenir inúmeros riscos (MOLINA et al., 2001; LOPES, 2007). A turbulência promove melhoria da transferência de massa e do movimento das células através das zonas de claro/escuro do fotobiorreator, dificultam a formação de gradientes de temperatura, a concentração de nutrientes e evitam a sedimentação da biomassa (GROBBELAAR, 2000; CHISTI, 2007 e LOPES, 2007).

Entretanto, um sistema de agitação e mistura inadequado pode causar danos nas células (estresse hidrodinâmico), com subsequente redução do desempenho microbiano (WU & MERCHUK, 2004). Para solucionar este impasse existem os fotobiorreatores de coluna de bolha (LUO & AL-DAHMAN, 2008). Há ainda estudos que reportam uso de bombas convencionais sem problemas de estresse hidrodinâmico para as microalgas.

### **3.2 Objetivos**

Avaliar o efeito do cultivo com gás de incineração de resíduos no conteúdo lipídico da biomassa algal.

### **3.3 Material e Métodos**

O projeto foi realizado na Universidade Federal de Viçosa, na área de Energia do Departamento de Engenharia Agrícola.

#### **3.3.1 Cultivo da microalga**

A microalga foi cultivada e mantida em meio Watanabe com baixo teor de nitrogênio. Os cultivos foram realizados em fotobiorreatores tipo Erlenmeyer com capacidade de 3 L com volume inicial de 2,5 L. Três Erlenmeyers receberam CO<sub>2</sub> puro e três receberam efluente gasoso proveniente da incineração dos resíduos durante 21 dias.

O gás de incineração foi diluído na corrente de ar de agitação do meio de cultivo, em quantidade suficiente para saturá-lo. O dióxido de carbono puro foi

obtido através de um cilindro de CO<sub>2</sub> ultrapuro (White Martins), que consiste na testemunha do experimento.

### 3.3.2 Construção do incinerador

O incinerador construído para o experimento foi projetado com capacidade para incinerar 0,4 kg h<sup>-1</sup> de resíduos e possui duas câmaras, a primária de 14880 cm<sup>3</sup> e a secundária de 9920 cm<sup>3</sup>. As câmaras do incinerador são construídas com tijolos refratários. As paredes refratárias são revestidas por uma camada de tijolos isolantes e esta última é totalmente recoberta em aço carbono.

O incinerador desenvolvido segue todos os preceitos pertinentes a decomposição térmica dos resíduos preconizada na norma ABNT NBR 11175.

Devido ao potencial toxicológico dos resíduos de saúde, optou-se pela não utilização destes no experimento. Desta maneira, o resíduo incinerado foi proveniente de uma simulação de resíduos de saúde a partir da composição gravimétrica descrita em literatura (FERREIRA, 1999; SOARES et al., 2001 e SALOMÃO et al., 2004). Os resíduos possuem em média 32 % de papel, 31 % de plástico, 8 % de borracha (luvas), 12,5 % de tecido, 2,5 % de vidro, 5,5 % de metal e 8,5 % de matéria orgânica (carne).

O resíduo é inserido pelo compartimento de alimentação (Figura 3.3a) e desce até uma grelha. A alimentação do incinerador com resíduos foi efetuada a cada quinze minutos com cargas de 100 g de resíduo simulado (Figura 3.3b).

O gás de incineração foi previamente tratado de maneira a possibilitar a remoção de vapores ácidos e cinzas, e teve sua temperatura reduzida a 25 °C. O sistema de tratamento de gases consiste de equipamentos em série: resfriador, ciclone, lavador Venturi e removedor de névoa (demister).



**Figura 3.3** – (a) Tratamento de gases. (b) Cargas de 100 g de resíduos.

Todo o escoamento de gás de incineração é realizado por um exaustor centrifugo, com pás curvadas para trás. Um analisador de gases (Marca Testo, Modelo 327-1) foi utilizado para quantificar o teor de  $O_2$ ,  $H_2O$ ,  $NO_x$ ,  $CO$ ,  $CO_2$  e excesso de ar durante a incineração dos resíduos.

### 3.3.3 Análises

As análises foram realizadas no Laboratório de Operações e Processos do Departamento de Engenharia de Alimentos.

#### 3.3.3.1 Extração e quantificação de lipídeos

Para quantificação de lipídeos totais a metodologia empregada foi proposta por Bligh & Dryer (1959) descrita por Manirakiza et al. (2001), mediada por um aparelho de ultrassom (RANJAN et al., 2010).

O método foi realizado usando-se 100 mg de biomassa seca e, como solvente, uma mistura de clorofórmio, metanol e água (2:2:1 v/v). O material foi levado ao vortex por 2 minutos. Posteriormente as amostras foram levadas ao banho ultrassônico (Unique UltraCleaner, modelo 1400A) por três ciclos de 15 minutos com intervalos de três minutos afim do rompimento celular das amostras liofilizadas e melhor expressão do conteúdo de lipídeos.

As amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 2000 rpm (Centrifuge Eppendorf, modelo 5430, 6 × 110 G) e o extrato retirado com pipeta de pasteur. O precipitado foi lavado com clorofórmio e agitado no vortex (Phoenix Lufenco modelo AP56, 3800 rpm) por 2 minutos para uma segunda extração. Depois da centrifugação, a fase com clorofórmio foi adicionada ao primeiro extrato.

A evaporação dos solventes deu-se em estufa a 104 °C por uma hora. Os lipídeos produzidos na biomassa foram quantificados através do método gravimétrico proposto por Ranjan et al. (2010).

### 3.3.4 Análise estatística

Os resultados de concentração de lipídeos foram analisados através de Análise de Variância (ANOVA) e Teste T, com nível de significância de 5 %.

## 3.4 Resultados e Discussão

### 3.4.1 Lipídeos

Os resultados obtidos de lipídeo em porcentagem estão na Tabela 3.1. Estatisticamente os resultados não diferiram entre si ao nível de 5 % de significância.

**Tabela 3.1** – Lipídeo (%) para inóculo, cultivo com gás de incineração e CO<sub>2</sub> puro.

Inóculo	Repetição	CO <sub>2</sub> de incineração	CO <sub>2</sub> puro
16,17 a	1	19,09	9,97
	2	17,51	22,53
	3	17,59	17,31
	Média	18,07 ± 0,67 a	16,60 ± 2,85 a

\* Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, pelo Teste T a 5 % de probabilidade.

Neste estudo encontrou-se concentração de 0,0773 g L<sup>-1</sup> para CO<sub>2</sub> de incineração e 0,0803 g L<sup>-1</sup> para CO<sub>2</sub> puro. De acordo com Campos et al. (2010) *Chlorella minutíssima* cultivada em meio Conway apresenta 0,0022 g L<sup>-1</sup> de lipídeo. Duas outras clorófitas foram avaliadas, *Tetraselmis gracilis* e *Dunaliella tertiolecta* obtendo-se respectivamente 0,0053 e 0,0024 g L<sup>-1</sup> de lipídeo.

Andrews et al. (2008) afirmam que o cultivo de *Nannocholis* tem um aumento do teor de lipídeos de 32,9 g L<sup>-1</sup> para 42,4 g L<sup>-1</sup> quando comparados meio com médio teor nitrogênio e meio com baixo teor de nitrogênio, respectivamente.



Os resultados obtidos são 18,07 % e 16,60 % para cultivo com gás de incineração e com CO<sub>2</sub> puro, respectivamente. O inóculo, cultivado com meio Watanabe, obteve teor de lipídeo de 16,17 %. Estatisticamente, estes valores não diferem entre si.

Becker (2004) afirma que as microalgas podem apresentar de (1 a 40) % de lipídeos, e em determinadas condições de cultivo, pode alcançar 85 %. Os principais fatores intervenientes na produção de lipídeos são a composição do meio de cultivo, a salinidade, pH, temperatura e a intensidade luminosa.

Illman et al. (2000) reportaram que o cultivo da *Chlorella emersonii* em meio de cultura deficiente de nitrogênio produz uma biomassa contendo 63 % de lipídeos.

Lv et al. (2010) encontrou valores em torno de 30 % de lipídeo para cultivo de *Chlorella vulgaris* KNO<sub>3</sub> concentração de 1,0 mM e alimentação de gás 1,2 L min<sup>-1</sup> a 1 % de CO<sub>2</sub>.

Conforme Scragg et al. (2002), teores da ordem de (28 e 25) % podem ser encontrados para *Chlorella vulgaris* e *Chlorella emersonii* em meio Watanabe comum, respectivamente. Para meio com baixo teor de nitrogênio valores da ordem de 58 e 34 % foram encontrados para *Chlorella vulgaris* e *Chlorella emersonii*, respectivamente.

Para outras microalgas os resultados podem ser inferiores. Borges (2005) encontrou fração lipídica de 16,2 %, 2,9 % e 2,7 % para cultivos de *N. oculata*, *S. costatum* e *T. fluviatilis* respectivamente.

Zepka et al. (2008) variando a temperatura de secagem entre (40, 50 e 60) °C e a espessura da bandeja entre (5 e 7) mm encontraram resultados de lipídios para *Aphanothece microscopica* Na geli da ordem de (7,1 a 7,9) %.

O cultivo em Watanabe com baixo teor de nitrogênio não produziu aumento na produção de lipídeos, quando comparado ao meio cultivado com Watanabe simples. Os resultados para ambos os cultivos quando comparados a dados de outros pesquisadores mostram-se inferiores.

Um importante aspecto a ser considerado é a intensidade luminosa. A luminosidade pode produzir mudanças no aparato fotossintético, que modulam a atividade de enzimas-chave do processo de síntese de ácido graxo (LV et al., 2010). Células expostas a baixas intensidades luminosas

possuem altos teores lipídicos, porém baixas concentrações de biomassa (CHISTI, 2007).

Lv et al. (2010) observaram valores de lipídeos máximos para *Chlorella vulgaris* (20 %) para a luminosidade de 60  $\mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Para as luminosidades de (24 e 120)  $\mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , houve produ\u00e7\u00e3o de lipídeos de 14,1 % e 11,0 %, respectivamente. Desta forma, intensidades luminosas muito baixas tamb\u00e9m n\u00e3o produzem teores lipídicos muito elevados.

Neste experimento a intensidade luminosa utilizada foi de 529 lux enquanto outros pesquisadores (LOPES, 2007; MORAIS & COSTA, 2007; RANJAN et al., 2010 e PENTEADO, 2010) utilizam intensidade luminosa superiores a 1000 lux.

### 3.5 Conclusões

O teor de lipídeos encontrado nas amostras avaliadas no presente experimento foi inferior ao de pesquisas de outros autores.

Este fato pode ter justificativa na intensidade luminosa utilizada no estudo, abaixo de valores utilizados por outros autores.

Esperava-se que a o cultivo em Watanabe com baixo teor de nitrogênio produzisse estresse celular, de maneira a aumentar a produção de lipídeos quando comparado ao cultivo em meio Watanabe comum. No entanto, a interferência esperada não foi observada, de maneira que ao nível de 5 % de probabilidade as médias não diferiram entre si.

O cultivo com gás de incineração apresentou valores estatisticamente iguais aos cultivos com CO<sub>2</sub> puro e o inóculo. Desta maneira, pode-se concluir que os gases contaminantes presentes no meio não prejudicaram a produção de lipídeos.

#### 4 Conclusões Gerais

O incinerador projetado e seu sistema de tratamento de gases funcionaram corretamente, produzindo efluentes atmosféricos com baixos teores de poluentes.

O cultivo de *Chlorella* sp. se mostrou resistente à suplementação com gás de incineração de resíduos, apresentando o mesmo crescimento que quando cultivada com CO<sub>2</sub> puro.

O teor de lipídeos encontrado nas amostras é inferior ao de pesquisas de outros autores. A interferência esperada pelo cultivo com meio em baixo teor de nitrogênio não foi observada, de maneira que ao nível de 5 % de probabilidade as médias não diferiram entre si.

O cultivo com gás de incineração apresentou valores de lipídeos estatisticamente iguais aos cultivos com CO<sub>2</sub> puro e o inóculo. Desta maneira, pode-se concluir que os gases contaminantes presentes no meio não prejudicaram a produção de lipídeos. O seqüestro de CO<sub>2</sub> obtido foi equiparável a estudos de literatura para gases como o de combustão de termoelétricas. Desta forma, *Chlorella* sp. pode ser utilizada em larga escala para seqüestro de dióxido de carbono em incineradores de plantas industriais. No entanto, o crescimento deve ser acompanhado de maneira a se observar a introdução de poluentes no cultivo e a necessidade de nutrientes.

Ademais, o projeto de fotobiorreatores acoplados a plantas de tratamento de gases de incineração de resíduos pode vir a constituir um mecanismo de desenvolvimento limpo. Isto porque foi comprovada a capacidade de seqüestro de gases estufa pelas microalgas, minimizando a contribuição para o aquecimento global. Desta maneira, é possível converter o seqüestro em créditos de carbono, gerando lucro a um empreendimento de tratamento térmico de resíduos.

## 5 Referências Bibliográficas

ACIÉN-FERNANDEZ, F.G.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J.M.; EGOROVA-ZACHERNYUK, T.A.; MOLINA GRIMA, E. Cost-effective production of  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  stable isotope-labelled biomass from phototrophic microalgae for various biotechnological applications. **Biomolecular Engineering**. n.22, p.193-200, 2005.

AGUADOA, F.P.; NANDINIA, S.; SARMA, S. Differences in population growth of rotifers and cladocerans raised on algal diets supplemented with yeast. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**, Tlalnepantla, Estado do México, México, v. 35, p. 298-303, nov. 2005.

ANDREWS, R., LIU, K., CROCKER, M., CROFCHECK, C., SHEA, A. Feasibility of Capture e Utilization of  $\text{CO}_2$  from Kentucky Power Plants by Algae Systems. **Technical Review of the Literature Related to the Cultivation and Harvesting of Algae for  $\text{CO}_2$  Fixation and the Co-Production of Fuels and Chemicals**. University of Kentucky. jul. 2008.

ARESTA, M.; DIBENEDETTO, A.; BARBERIO, G. Utilization of macro-algae for enhanced  $\text{CO}_2$  fixation and biofuels production: Development of a computing software for an LCA study. **Fuel Processing Technology**, n.86, p. 1679 – 1693, jan. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR-10.004. **Resíduos sólidos: classificação**. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ, 2004. 77 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR-11175. **Incineração de resíduos sólidos perigosos - Padrões de desempenho**. 1 ed. Rio de Janeiro, RJ, 1990. 5 p.

ASSUNÇÃO, J.V.; PESQUERO, C.R. Dioxinas e furanos: origens e riscos. **Revista da Saúde Pública**, São Paulo, v. 33, n. 5, p. 523 - 530, out. 1999.

BECKER, W. Microalgal in human and animal nutrition. In: RICHMOND, A. (Ed) **Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology**. London: Blackwell Science, 2004. cap. 18, p.312-351.

BENEMANN JR.  $\text{CO}_2$  mitigation with microalgal systems. **Energy Conversion and Management**, Califórnia, v. 38, p. 475 – 479, 1997.

BENEMANN, J.; PEDRONI, P. M.; DAVISON, J.; BECKERT, H.; BERGMAN, P. Technology Roadmap for Biofixation of CO<sub>2</sub> and Greenhouse Gas Abatement with Microalgae. In: ANNUAL CONFERENCE ON CARBON SEQUESTRATION, 2., 2003, Alexandria. **Resumo do Second Annual Conference On Carbon Sequestration**. Alexandria: VA, U.S.A., 2003.

BERTOLDI, F. C.; SANT'ANNA, E.; OLIVEIRA, J. L. Teor de clorofila e perfil de sais minerais de *Chlorella vulgaris* cultivada em solução hidropônica residual. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.1, p.54-58, jan-fev, 2008.

BIZZO, W.A. **Emissão de Monóxido de Carbono e Hidrocarbonetos Totais em Câmara de Incineração – Efeito do Número de Rotação e Composição do Combustível**. 1997. 187 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

BLIGH, E. G., DYER, W. J. A rapid method of total lipid extraction and purification. **Canadian Journal of Biochemistry and Physiology**, v. 37, n. 8, p. 911-917, ago. 1959.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 316, de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. **Diário Oficial da União n. 224**, Brasília, DF, 20 nov. 2002. Seção 1, p. 92-95.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 358. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final de resíduos do serviço de saúde. **Diário Oficial da União n. 84**, Brasília, DF, 4 mai. 2005. Seção 1, p. 63-65.

BROWN, L. M. Uptake of carbon dioxide from flue gas by microalgae. *Energy Convers. Mgmt.*, v. 37, n. 6-8, p. 1363-1367, 1996.

BORGES, L.V. **Caracterização do potencial de absorção do dióxido de carbono atmosférico por microalgas utilizadas na aqüicultura para a geração de um mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. 2005. 57f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS.

BORGES, L.; FARIA, B.M.; ODEBRECHT, C.; ABREU, P.C. Potencial de Absorção de Carbono por Espécies de Microalgas Usadas na Aqüicultura: Primeiros Passos para o Desenvolvimento de um “Mecanismo de

Desenvolvimento Limpo”. **Atlântica**, Rio Grande, RS, v. 29, n. 1, p. 35-46, set. 2005.

CAMPOS, V. B.; BARBARINO, E.; LOURENÇO, S. O. Crescimento e composição química de dez espécies de microalgas marinhas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 2, p. 339-347, fev, 2010.

CAMPOS, D. C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para seqüestro de carbono**. 2003. 117 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

CARVALHO, A. P.; MEIRELES, L. A., MALCATA, F. X. Microalgal reactors: a review of enclosed system designs and performances. **Biotechnology Progress**., v. 22, p. 1490–506, 2006.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, Palmerston North, Nova Zelândia, v.25, p.294–306, fev. 2007.

CONCEIÇÃO, P.S.; MORAIS, M.M.; VIEIRA, D.B.; RESENDE, L.B.; MARTINS, M.A. Quantificação do seqüestro de carbono por microalgas e eucalipto. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 4., E CONGRESSO BRASILEIRO DE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIAS RENOVÁVEIS, 1., 2009, Curitiba. **Anais do 4º Congresso Internacional de Bioenergia, 1º Congresso Brasileiro de Geração Distribuída e Energias Renováveis**. Curitiba: Remade, 2009a. p. .

CONCEIÇÃO, P.S.; MORAIS, M.M.; VIEIRA, D.B.; RESENDE, L.B.; MARTINS, M.A. Seqüestro de carbono por microalgas e florestas plantadas. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 4., E CONGRESSO BRASILEIRO DE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIAS RENOVÁVEIS, 1., 2009, Curitiba. **Anais do 4º Congresso Internacional de Bioenergia, 1º Congresso Brasileiro de Geração Distribuída e Energias Renováveis**. Curitiba: Remade, 2009b. p. .

CONCEIÇÃO, P.S.; MORAIS, M.M.; VIEIRA, D.B.; RESENDE, L.B.; MARTINS, M.A. Seqüestro de carbono por microalgas e cana-de-açúcar. In: SIMPÓSIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – SIC, XIX., MOSTRA CIENTÍFICA DA PÓS-GRADUAÇÃO – SIMPÓS, IX., SIMPÓSIO DE EXTENSÃO UNIVERSITÁRIA – SEU, VII., E DE ENSINO - SEN, III., 2009, Viçosa. **Anais do XIX Simpósio de Iniciação Científica - SIC; IX Mostra Científica da Pós-Graduação - SIMPÓS; VII de Extensão Universitária - SEU e III de Ensino - SEN**. Viçosa, 2009c. p. .

CHIU, S. Y.; TSAI, M. T.; KAO, C. Y.; ONG, S. C.; LIN, C. S. The air-lift photobioreactors with flow patterning for high-density cultures of microalgae and carbon dioxide removal. **Engineering in Life Sciences**, Hsinchu, Taiwan, v. 9, n. 3, p. 254–260, mar. 2009.

CHINNASAMY, S.; BHATNAGAR, A.; CLAXTON, R.; DAS, K. C. Biomass and bioenergy production potential of microalgae consortium in open and closed bioreactors using untreated carpet industry effluent as growth medium. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 17, p. 6751-6760, set. 2010.

DOUCHA, J.; STRAKA, F.; LÍVANSKÝ, K. Utilization of flue gas for cultivation of microalgae (*Chlorella* sp.) in an outdoor open thin-layer photobioreactor. **Journal of Applied Phycology**, Třeboň, Czech Republic, v. 17, n. 5, p. 403-412, jun. 2005.

EMBRAPA. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil**. EMBRAPA Florestas, 2006. 165 p.

ESTADÃO. O estado de São Paulo. **Mercado de carbono pode crescer 33% este ano**. Disponível em: <<http://www.estadao.com.br/noticias/vidae,mercado-de-carbono-pode-crescer-33-este-ano,503775,0.htm>>. Acesso em: 05 fev. 2010.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575 p.

FALKOWSKI, P. G.; RAVEN, J.A. **Aquatic photosynthesis**. Malden: Blackwell Science, 1997. 375 p.

FAO Corporate Document Repository, **Manual on the production and use of live food for aquaculture**. 1996. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/003/w3732e/w3732e00.htm>>. Acesso em: 4 jan. 2010.

FEARNSIDE, P.M. Global warming response options in Brazil's forest sector: comparison of project-level costs and benefits. **Biomass and Bioenergy**, v. 8, n. 5, p. 309-322, abr. 2000.

FERNANDES, T. J. G. Quantificação do carbono estocado na parte aérea e raízes de *Hevea* sp., aos 12 anos de idade, na Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.31, n.4, p.657-665, 2007.



FERREIRA, J.A. Lixo domiciliar e hospitalar: semelhanças e diferenças. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1-7.

FINCO, M. V. A.; REZENDE, D. **O mecanismo de desenvolvimento limpo (mdl) como alternativa de desenvolvimento local sustentável: a geração de créditos de carbono no estado do Pará**. Disponível em: <<http://www.sober.org.br/palestra>>. Acesso em: 02 jul. 2009.

FOGG, G. E. Algal cultures and phytoplankton ecology. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 51, n. 1, p. 203-204, 1966.

FUENTES, M. M. R.; SANCHEZ, J. L. G.; SEVILLA, J. M. F.; FERNANDEZ, F. G. A.; PEREZ, J. A. S.; GRIMA, E. M. Outdoor continuous culture of *Porphyridium cruentum* in a tubular photobioreactor: quantitative analysis of the daily cyclic variation of culture parameters. **Progress in Industrial Microbiology**, v. 35, p. 271-288, 1999

GOUVEIA, L. & OLIVEIRA, A. C. Microalgae as a raw material for biofuels production. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 36, n. 2, 2009.

GROBBELAAR, J.U. Physiological and technological considerations for optimizing mass algal cultures. **Journal Applied Phycology**, Bloemfontein, África do Sul, n.12., p.201-206, out. 2000.

GROSSMAN, A.R.; SCHAEFER, M.R.; CHIANG, G.G.; COLLIER, J.L. The Responses of cyanobacteria to environmental conditions: light and nutrients. In: Bryant, D. A. **The Molecular Biology of Cyanobacteria**. New York: Springer Netherlands, 1994. cap. 21, p. 641-675.

HENRIKSON, R. 1994. **Microalga Spirulina: superalimento del futuro**. Barcelona: Ediciones S. A. Urano, ISBN, 222p.

HIRATA, S.; HAYASHITANI, M.; TONES, S. Carbon dioxide fixation in batch culture of *Chlorella* sp. using a photobioreactor with a sunlight-collection device. **Journal of Fermentation and Bioengineering**. v.81, n.5, p.470-472, 1996.

HIROOKA, T.; AKIYAMA, Y.; TSUJI, N.; NAKAMURA, T.; NAGASE, H.; HIRATA, K.; MIYAMOTO, K. Removal of hazardous phenols by microalgae under photoautotrophic conditions. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 95, n. 2, p. 200-203, 2003.

HO, S. H.; CHEN, C. Y.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. Perspectives on microalgal CO<sub>2</sub> emission mitigation systems – A Review. **Biotechnology Advances**, v. 29, p. 189 – 198, 2011.

HOEK, V.D.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 623 p.

HONG, Y.; HU, H. Y.; XIE, X.; LI, F. M. Responses of enzymatic antioxidants and non-enzymatic antioxidants in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to the allelochemical ethyl 2-methyl acetoacetate (EMA) isolated from reed (*Phragmites communis*). **Journal of Plant Physiology**, v. 165, n. 12, p. 1264-1273, ago. 2008.

HSIEH, C. & WU, W. Cultivation of microalgae for oil production with a cultivation strategy of urea limitation. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 17, p. 3921-3926, set. 2009.

HSUEH, H.T.; CHU, H.; YU, S.T. A batch study on the bio-fixation of carbon dioxide in the absorbed solution from a chemical wet scrubber by hot springs and marine algae. **Chemosphere**, Tainan, Taiwan, v. 5, n.66, p. 878-886, set. 2007.

HU, Q.; SOMMERFELD, M.; JARVIS, E.; GHIRARDI, M.; POSEWITZ, M.; SEIBERT, M.; DARZINS, A. Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: perspectives and advances. **The Plant Journal**, v. 54, n. 4, p. 621-629, mai. 2008.

ILLMAN, A.M.; SCRAGG, A.H.; SHALES, S.W. Increase in Chlorella strains calorific values when grown in low nitrogen medium. **Enzyme Microbial Technology**, Frenchay, Bristol, n. 27, p. 631-635, jul. 2000.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories: *Emissions from Waste Incineration*. IPCC, 455-468. 2000.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change, Mudança do Clima 2007: Mitigação da Mudança do Clima. Sumário para os Formuladores de Políticas. IPCC, 1-42. 2007.

IPT/CEMPRE – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. São Paulo, 2000. 370 p.

ISHIDA, Y.; HIRAGUSHI, N.; KITAGUCHI, H.; MITSUTANI, A., NAGAI, S.; YOSHIMURA, M. A highly CO<sub>2</sub>-tolerant diatom, *Thalassiosira weissflogii* H1, enriched from coastal sea, and its fatty acid composition. **Fisheries Science**, Hiroshima, Japão, v. 66, p. 655-659, dez. 2001.

JANGSAWANG, W.; FUNGTAMMASAN, B.; KERDSUWAN, S. Effects of operating parameters on the combustion of medical waste in a controlled air incinerator. **Energy Conversion and Management**, Tungkru, Thailand, v. 46, n. 20, p. 3137- 3149, dez. 2005.

JUSTI, E.B.L. **Mecanismos de Desenvolvimento Limpo em São Gabriel d'Oeste - MS**. 2007. 132 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Universidade Federal de Brasília, Universidade Federal de Goiás, Campo Grande, MS.

KAJIWARA, S.; YAMADA, H.; NARUMASA, O. Design of the bioreactor for carbon dioxide fixation by *Synechococcus* PCC7942. **Energy Conversion and Management**, v. 38, p. 529- 532, 1997.

KEFFER, J. E.; KLEINHEINZ, G. T. Use of *Chlorella vulgaris* for CO<sub>2</sub> mitigation in a photobioreactor. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**. n. 29, p. 275-280, 2002.

KOMAKI, H.; YAMASHITA, M.; NIWA, Y.; TANAKA, Y.; KAMIYA, N.; ANDO, Y.; FURUSE, M. The effect of processing of *Chlorella vulgaris*: K-5 on in vitro and vivo digestibility in rats. **Animal Feed Science Technology**, Chikugo, Japão, v. 70, n. 4, p. 363-366, mar. 1998.

KURODA, E.K.; SANTOS, A.C.A.; QUEIROZ, L.A.; CALIJURI, M.C.; DI BERNARDO, L. Determinação de Clorofila pelo Método Espectrofotométrico visando o Monitoramento da Eficiência do Tratamento de Águas para Abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E

AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Resumo do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-13.

LEE, J. S.; KIM, D. K.; LEE, J. P.; PARK, J. H.; CHO, H. S.; KIM, S. W. Effects of SO<sub>2</sub> and NO on growth of *Chlorella* sp. KR-1. **Bioresource Technology**, v. 82, n. 1, p. 1-4, mar. 2002.

LEE, B.D.; APEL, W.A.; WALTON, M.R. Screening of cyanobacterial species for calcification. **Biotechnology Progress**, n. 20; p. 1345-1351, 2004.

LEE, R.E. **Phycology**. Cambridge: Cambridge University Press Cambridge, UK, 2008. 560 p.

LICHTENTALER, H.K. & WELLBURN, A.R. Determination os Total carotenoids and Chlorophylls A and B of leaf in different solvents. **Biol. Soc. Trans.**, n. 11, p. 591-592, 1985.

LOPES, E. J. **Seqüestro de dióxido de carbono em fotobiorreatores**. 2007. 163 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

LÓPEZ, M. C. G. M.; SÁNCHEZ, E. D. R.; LÓPEZ, J. L. C.; FERNÁNDEZ, F. G. A.; SEVILLA, J. M. F.; RIVAS, J.; GUERRERO, M. G.; GRIMA, E. M. Comparative analysis of the outdoor culture of *Haematococcus pluvialis* in tubular and bubble column photobioreactors. **Journal of Biotechnology**, Almería, n. 123, p. 329–342, 2006.

LUO, H.P.; AL-DAHMAN, M.H. Local characteristics of hydrodynamics in draft tube airlift bioreactor. **Chemical Engineering Science**, Saint Louis, Estados Unidos, n. 63, p. 3057-3068, jun. 2008.

LV, J.M.; CHENG, L.H., XU, X.H.; ZHANG, L.; CHEN, H.L. Enhanced lipid production of *Chlorella vulgaris* by adjustment of cultivation conditions. **Bioresource Technology**, Hangzhou, China, n. 101, p. 6797–6804, abr. 2010.

MAEDA, K.; OWADA, M.; KIMURA, N.; OMATA, K.; KARUBE, I. CO<sub>2</sub> fixation from the flue gas on coal-fired thermal power plant by microalgae. **Energy Convers. Mgmt**, v. 36, n. 6-9, p. 717-720, 1995.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER J. **Microbiologia de Brock**. São Paulo: Pearson / Prentice Hall (Grupo Pearson), 2004. 624 p.

MANIRAKIZA, P.; COVACI, A.; SCHEPENS, P. **Comparative Study on Total Lipid Determination using Soxhlet, Roese-Gottlieb, Bligh & Dyer, and Modified Bligh & Dyer Extraction Methods**. *Journal of Food Composition and Analysis*, v. 14, p. 93-100 , 2001.

MARCHEZI, R. S. M.; AMARAL, S. P. O. Protocolo de Kyoto e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL Conceito e Uso do MDL no Mundo e no Brasil. **eGesta - Revista Eletrônica de Gestão de Negócios**, v. 4, n. 1, p. 94-123, mar. 2008.

MARCUS, Y. Distribution of inorganic carbon among its component species in cyanobacteria: do cyanobacteria in fact actively accumulate inorganic carbon? **Journal of Theoretical Biology**. n.185, p.31-45, 1997.

MCT.Ministério da Ciência e Tecnologia. **O Protocolo de Quioto**. Disponível em: <[www.mct.gov.br](http://www.mct.gov.br)>. Acesso em: 13 jan. 2010.

MCKAY, G. Dioxin characterisation, formation and minimization during municipal solid waste (MSW) incineration: review. **Chemical Engineering Journal**, Hong Kong, v. 86, p. 343-368, abr. 2002.

MENDONÇA, F. Aquecimento global e saúde: uma perspectiva geográfica – notas introdutórias. **Revista Terra Livre**, São Paulo, v.1, n. 20, p. 205 - 221, jul. 2003.

MININNI, G.; SBRILLI, A.; BRAGUGLIA, C. M.; GUERRIERO, E.; MARANI, D.; ROTATORI, M. Dioxins, furans and polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from a hospital and cemetery waste incinerator. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 8527–8536, jul. 2007.

MIRÓN, A.S.; GARCIA, M.C.C.;GÓMES, A.C.; CAMACHO, F.G.; MOLINA GRIMA, E.; CHISTI, Y. Shear Stress Tolerant and Biochemical Characterization of *Phaeodactylum tricornutum* in Quasi Steady-state Continuous Culture in Outdoor Photobioreactors. **Biochemical Engineering Journal**, Almería, Espanha, n. 16, p. 287-297, dez. 2003.

MOLINA, E.G.; FERNÁNDEZ, J.; ACIÉN, F.G.; CHISTI, Y. Tubular photobioreactor design for algal cultures. **Journal of Biotechnology**, Almeria, Espanha, n.92, p.113–131, dez. 2001.

MORAIS, M.; COSTA, J. Isolation and selection of microalgae from coal fired thermoelectric power plant for biofixation of carbon dioxide. **Energy Conversion and Management**, v. 48, p. 2169-2173, 2007.

MORAIS, M. G.; COSTA, J. A. V. Perfil de Ácidos Graxos de Microalgas Cultivadas com Dióxido de Carbono. **Ciências agrotecnicas**, Lavras, v. 32, n. 4, p. 1245-1251, ago. 2008.

MOREIRA, H. M.; GIOMETTI A. B. R. Protocolo de Quioto e as possibilidades de inserção do Brasil no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo por meio de projetos em energia limpa. **Contexto Internacional**, Rio de Janeiro, v. 30, n.1, abr. 2008.

MORRIS, I. **The physiological ecology of phytoplankton (Studies in ecology)**. Califórnia: University of California Press, 1981. 625 p.

MOTTA, R.S.; FERRAZ, C.; YOUNG, C.E.F.; AUSTIN, D.; FAETH, P. O **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e o Financiamento do Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Rio de Janeiro: IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2000. 51 p.

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2799-2815, ago. 2006.

MURADYAN, E.A.; KLYACHKO-GURVICH, G.L.; TSOGLIN, L.N.; SERGEYENKO, T.V.; PRONINA, N.A.; **Russian Journal of Plant Physiology**, Moscow, Rússia, v. 51, n. 1, p. 53 - 62, jan. 2004.

MURAKAMI. M.; IKENOUCHI. M, The biological fixation and utilization project by rite (2)- screening and breeding of micro algae with high capability in fixing CO<sub>2</sub>. **Energy Convers. Mgmt**, v. 38, p. 493-497, 1997.

NAKANO, S.; NOGUCHI, T.; TAKEKOSHI, H.; SUSUKI, G.; NAKANO, M. Maternal-fetal distribution and transfer of dioxins in pregnant women in Japan, and attempt to reduce maternal transfer with *Chlorella* (*Chlorella pyrenoidosa*) supplements. **Chemosphere**, v. 61, p. 1244–1255, 2005.

OHTAGUCHI, K.; KAJIWARA, S.; MUSTAQIM, D.; TAKAHASHI, N. Cyanobacterial bioconversion of carbon dioxide for fuel productions. **Energy Convers. Mgmt.**, v. 38, p. 523- 528, 1997.

OLAIZOLA, M. Microalgal removal of CO<sub>2</sub> from flue gases: changes in medium pH and flue gas composition do not appear to affect the photochemical yield of microalgal cultures. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, Kailua-Kona, USA, v. 8, n. 6, p. 360 – 367, dez. 2003.

OLIVEIRA, S. **Gestão de resíduos sólidos urbanos na microrregião homogênea Serra de Botucatu: Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos da cidade de Botucatu/SP**. 1997. 127f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, SP.

ONO, E.; CUELLO, J.L. Carbon dioxide mitigation using thermophilic cyanobacteria. **Biosystems Engineering**, Tokyo, Japão, v. 96, n.1, p.129-134, jan. 2007.

PACALA, S. & SOCOLOW, R. Stabilization Wedges: Solving the Climate Problem for the Next 50 Years with Current Technologies. *Science*, v. 305, p. 968-972 ago. 2004.

PÁSZTOR, Y. P.; COELHO, L. C. C.; BUZATTO, O. Teste de procedência de *Eucalyptus maculata* Hook: resultados de 13 anos. **Silvicultura**, São Paulo, v.8, n.31, p.487-491, jul./ago. 1983. Edição dos Anais do Simpósio UIFRO em Melhoramento Genético e Produtividade de Espécies Florestais de Rápido Crescimento, 1980, Águas de São Pedro.

PEDRONI, P.M., LAMENTI, G., PROSPERI, G., RITORTO, L., SCOLLA, G., CAPUANO, F., VALDISERRI, M. Enitecnologie ReD project on microalgae biofixation of CO<sub>2</sub>: outdoor comparative tests of biomass productivity using flue gas CO<sub>2</sub> from a NGCC power plant. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON GREENHOUSE GAS CONTROL TECHNOLOGIES, 7., 2004, Vancouver. **Resumos: 7th International Conference on Greenhouse Gas Control**. Vancouver: GHGT-7, 2004. p. 1037.

PENTEADO, D. M. R. **Estudos de otimização do meio de cultura para a microalga *phaeodactylum tricornutum* para produção de lipídios**. 2010. 114f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica) - Departamento de Bioquímica, Universidade Federal do Parana, Curitiba, PR.

PIAZZA, C. A. D.; COLPAS, C. M. D.; FIGUEIREDO, P. J. M.; BARSKI, A. A. **Logística reversa e suas contribuições ambientais**. In: Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. III, 2007.

PULZ, O. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**. v. 57, p. 287–93, 2001.

QUEIROZ, M. L. S.; RODRIGUES, A. P.; BINCOLETTO, C., FIGUEIRÊDO, C. A.; MALACRIDA, S. Protective effects of *Chlorella vulgaris* in lead-exposed mice infected with *Listeria Monocytogenes*. **Intern. Immunopharmacol.**, v. 3, p. 889–900, 2003.

RADMANN, E. M.; COSTA, J. A. V. Conteúdo lipídico e composição de ácidos graxos de microalgas expostas aos gases CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e NO. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1609 – 1612, 2008.

RANJAN, A., PATIL, C.; MOHOLKAR V. S. Mechanistic assessment of microalgal lipid extraction. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 49, n. 6, p. 2979–2985, mar. 2010.

REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; VALENTE, O. F.; FERNANDES, H. A. C. Seqüestro e armazenamento de carbono em florestas nativas e plantadas dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo. In: SEMINÁRIO EMISSÃO x SEQUESTRO DE CO<sub>2</sub> – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL. 1994, Rio de Janeiro. **Anais do seminário emissão x seqüestro de CO<sub>2</sub> – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil**. Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 155 – 195.

RIESING, T. **Cultivating algae for liquid fuel production**. 2006. <<http://www.geni.org/globalenergy/library/technical-articles/generation/future-fuels/permacultureactivist/cultivating-algae-for-liquid-fuel-production/index.shtml> >. Acesso em: 5 jan. 2010.

RICHMOND, A. Microalgal culture. **CRC Critical Reviews in Biotechnology**, v. 4, n. 4, 1986.

ROCHA, M.T. **Aquecimento Global e o Mercado de Carbono: uma aplicação do modelo CERT**. 2003. 214 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, SP.



ROTH, B. W.; ISAIA, E. M. B. I.; ISAIA, T. Destinação final dos resíduos sólidos urbanos. **Ciência e Ambiente**, n. 18, p. 25-40, jun. 1999.

SALOMÃO, I.S.; TREVIZAN, S.P.; GÜNTHER, W.M.R. Segregação de resíduos de serviços de saúde em centros cirúrgicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, p. 108-111, jun. 2004.

SAKAI, N.; SAKAMOTO, Y.; KISHIMOTO, N.; CHIHARA, M.; KARUBE, I. Chlorella strains from hot springs tolerant to high temperature and high CO<sub>2</sub>. **Energy Cowers. Mgmt.** v. 36, n. 6-9, p. 693-696, 1995.

SANTOS, U.P. Poluição, aquecimento global e repercussões na saúde. **Revista da Associação Médica Brasileira**. São Paulo, v.53, n.3, p. 189-207, jun. 2007.

SANTOS, R.; CARASCHI, J.C. Quantificação Energética de Resíduos da Indústria Madeireira. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 17., 2009, São Paulo. **Resumos do 17º Simpósio Internacional De Iniciação Científica**, São Paulo: Universidade de São Paulo, 2009.

SCRAGG, A.H.; ILLMAN, A.M.; CARDEN, A.; SHALES, S.W. Growth of microalgae with increased calorific values in a tubular bioreactor. **Biomass and Bioenergy**, Frenchay, Bristol, v. 23, p. 67-73, jan. 2002.

SHI, D.Z.; WU, W.X.; LU, S.Y.; CHEN, T.; HUANG, H.L.; CHEN, Y.X.; YAN, J.H. Effect of MSW source-classified collection on the emission of PCDDs/Fs and heavy metals from incineration in China. **Journal of Hazardous Materials**, Hangzhou, PR China, v. 153, p. 685 – 694, mai. 2008.

SILVA, R. F.; SOARES, C. P. B.; JACOVINE, L. A. G.; SILVA, M. L.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. Projeção do estoque de carbono e análise da geração de créditos em povoamentos de eucalipto. **Revista Árvore**, v.32, n.6, p.979-992, 2008.

SILVA, F. C.; FONSECA, E. P.; SILVA, L. H. S.; MULLER, C.; BIANCHINI, E. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 7. **Revista ACTa bot. bras.**, v. 9, n. 2, p. 289-303 1995.

SOARES, S.R.; BENETTI, L.B.; OLIVEIRA, C.; MIRANDA, A.R.; BARRELLA, K.M.; ALVES, K.C.G. Avaliação microbiológica do percolado nos resíduos Hospitalares infecciosos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2001, João Pessoa. **Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 1-9.

SOUZA, Z. J.; AZEVEDO; P. F. Protocolo de Kyoto e co-geração no meio rural: configuração institucional e organizacional e perspectivas. **Revista Enc. Energ. Meio Rural** An. 6. 2006.

SPOLAORE, P.; CASSAN, C. J.; DURAN, E.; ISAMBERT, A. Review: Commercial Applications of Microalgae. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Japan, v. 101, n. 2, p. 87–96, 2006.

STAUBER, J. L. Toxicity of chlorate to marine microalgae. **Aquatic Toxicology**, v. 41, n. 3, abr. 1998.

TEIXEIRA, C. M. L. L.; TEIXEIRA, P. C. N.; ROCHA, H.; ALMEIDA, A. G.; BRITO, G. F. C. **Um Novo Sistema de Cultivo de Microalgas para a Produção de Biodiesel**. Disponível em: <<http://www.biodiesel.gov.br>>. Acesso em: 17 jun. 2009.

TOMASELLI, L. The microalgal cell. In: Richmond, A. (ed.). **Handbook of microalgal culture: Biotechnology and applied Phycology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. p. 3-19.

TORRES, M. A.; BARROS, M. P.; CAMPOS, S. C. G.; PINTO, E. RAJAMANI, S.; SAYRE, R. T.; COLEPICCOLO, P. Biochemical biomarkers in algae and marine pollution: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, p. 1– 15, 2008.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 6 ed. Porto Alegre: Artmed, 2000. 827p.

TSUHAKO, E. M. **Seleção preliminar de locais potenciais à implantação de aterro sanitário na sub-bacia de Itupararanga (Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê)**. 2004. 171 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

USUI, N.; IKENOUCI, M. The biological CO<sub>2</sub> fixation and utilization Project RITE(1) – highly effective photobioreactor system. **Energy Convers. Mgmt.** v. 38, p. 487-492, 1997.

WANG, B.; LI, Y.; WU, N.; LAN, C.Q. 2008. CO<sub>2</sub> bio-mitigation using microalgae. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 79, p. 707-718, 2008.

WATANABE, A. List of algal strains in collection at the Institute of applied microbiology. **Journal of General and Applied Microbiology**, London, v. 6, p. 1-4, 1960.

WEISSMAN, J.C.; RADWAY, J.C.; WILDEH, E.W.; BENEMANN, J.R. Growth and production of thermophilic cyanobacteria in a simulated thermal mitigation process. **Bioresource Technology**, n. 65, p. 87-95, 1998.

WERTHER J. Gaseous emissions from waste combustion. **Journal of Hazardous Materials**, v. 144, p. 604 – 613, 2007.

WU, X; MERCHUK, J.C. Simulation of algae growth in a bench internal loop airlift reactor. **Chemical Engineering Science**, Negev, Israel, v. 59, n. 14, p. 2899 - 2912, jun. 2004.

YAMADA, H.; OHKUNI, N.; KAJIWARA, S.;OHTAGUCHI, K. CO<sub>2</sub>-removal characteristics of *Anacystis nidulans* R2 in airlift bioreactors. **Energy**.v. 22, n. 2/3, p.349-352, 1997.

YOSHIHARA, K.I.; NAGASE, H.; EGUCHI, K.; HIRATA, K.; MIYAMOTO, K. Biological elimination of nitric oxide and carbon dioxide from flue gas by marine microalga NOA-113 cultivated in a long tubular photobioreactor. **Journal of Fermentation and Bioengineering**. n. 82, p. 351-354, 1996.

YUN, Y.S.; LEE, S.B.; PARK, J.M.; LEE, C.; YANG, J. Carbon dioxide fixation by algal cultivation using wastewater nutrients. **Journal Chemical Technology and Biotechnology**, n. 69, p. 451-455, 1997.

XU, C. Y.; GRIFFIN, K. L.; BLAZIER, J. C.; CRAIG, E. C.; GILBERT, D. S.; SRITRAIRAT, S.; ANDERSON, O. R.; CASTALDI, M. J.; BEAUMONT, L. The growth response of *Alternanthera philoxeroides* in a simulated postcombustion emission with ultrahigh [CO<sub>2</sub>] and acidic pollutants. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 7, p. 2118-2125, jul. 2009.

ZEILER, K.; HEACOX, D.; TOON, S.; KADAM, K.; BROWN, L. The use of microalgae for assimilation and utilization of carbon dioxide from fossil fuel-fired power plant flue gas. **Energy Conversion and Management**, Golden, Colorado, v. 36, n. 6-9, p. 707-712, 1995.

ZEPKA, L.Q.; LOPES, E.J.; GOLDBECK, R.; QUEIROZ, M.I. Production and biochemical profile of the microalgae *Aphanothece microscopica* Nageli submitted to different drying conditions. **Chemical Engineering and Processing**, Rio Grande, Rio Grande do Sul, n. 47, p. 1305–1310, 2008.