

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

MINERALIZAÇÃO E FORMAÇÃO DE GASES DA DEGRADAÇÃO DE
Eichhornia azurea Kunth e *Egeria najas* Planch.

ALEXANDRE LUCCAS BITAR

SÃO CARLOS - SP

2003

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

MINERALIZAÇÃO E FORMAÇÃO DE GASES DA DEGRADAÇÃO DE
Eichhornia azurea Kunth e *Egeria najas* Planch.

ALEXANDRE LUCAS BITAR

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos - SP
2003

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

B624mf

Bitar, Alexandre Luccas.

Mineralização e formação de gases da degradação de
Eichhornia azurea Kunth e *Egeria najas* Planch Alexandre Luccas
Bitar . -- São Carlos : UFSCar, 2003.
119 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2003.

1. Limnologia. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Metano. 4. Modelos
cinéticos. 5. *Egeria najas*. 6. *Eichhornia azurea*. I. Título.

CDD: 574.52632 (20^a)

Orientador

Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.

Co-orientadora

Dra. Eloisa P. Gianotti.

Dedico este trabalho a duas pessoas maravilhosas da minha vida, à minha mulher Ana Cristina, que me incentivou e teve paciência durante todo o estudo e à minha filha Ana Beatriz, que nasceu para me dar mais força e alegria.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini, pela orientação, amizade e confiança no meu trabalho.

À Dra. Eloisa P. Gianotti pelas ajudas no desenvolvimento da parte metodológica e pela co-orientação.

Aos meus pais (Emília e Ebraim) e irmão (Cícero) que me incentivaram constantemente nos estudos e foram pessoas importantes para esta realização.

À FAPESP (Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo) pela concessão de financiamento e bolsa de estudo (processos: 98/12564-4; 98/15011-6).

À Universidade Federal de São Carlos, em especial ao Departamento de Hidrobiologia.

Ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de São Carlos (PPG-ERN) pela oportunidade de realizar este trabalho.

Aos amigos do laboratório, onde foram realizados os trabalhos desta tese, Marcela, Rogério e Rafael, pela ajuda e amizade.

À Ana Elizabete e ao Murilo pela amizade e incentivos que me deram durante todo o período deste estudo.

Aos meus outros dois “irmãos” Sérgio Sonoda e Alexandre Schiavetti, pela grande ajuda e conversas que tivemos neste período.

Ao casal Corina e Donato pela convivência durante estes anos e pelas conversas de incentivo e apoio para a realização deste estudo.

Aos amigos Abílio, Maria Eugênia, André, Sandro, Alécio e todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para que este trabalho fosse concluído.

RESUMO

A decomposição das macrófitas aquáticas pode se constituir em uma fonte importante de carbono para o funcionamento de ecossistemas aquáticos. Os experimentos desenvolvidos visaram descrever aspectos da mineralização como a cinética e a formação de CO₂ e CH₄, a partir da degradação anaeróbia das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* Kunth e *Egeria najas* Planch. Amostras dessas plantas e de água foram coletadas na Lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, no município de Luiz Antônio (SP) 21°33' a 21°37'S, 47°45' a 47°51'W). Foram realizados em laboratório dois experimentos: o primeiro visou descrever as cinéticas de transformação do carbono, através das quantificações das frações remanescentes, o segundo enfocou as variações dos produtos gasosos (CH₄ e CO₂). Para tanto montaram-se câmaras de decomposição, adicionando-se fragmentos de *E. azurea* e *E. najas* e amostras de água da lagoa na proporção de 8 g L⁻¹ (PS). A seguir as câmaras contendo fragmentos de *E. azurea* foram incubadas a 18,2; 21,4; 24,8 e 26,8 °C e as câmaras contendo fragmentos de *E. najas* foram incubadas a 17,7; 20,3; 22,4 e 27,0. Os resultados de *E. azurea* mostraram que, na primeira fase da mineralização, as perdas de massa variaram entre 24,91 e 23,93 % com coeficientes de decaimento entre 0,55 e 1,5 dia⁻¹. Para *E. najas* na 1ª fase as perdas de massa variaram entre 25,53 e 67,22 % e seus coeficientes de decaimentos variaram entre 0,09 dia⁻¹ e 1,5 dia⁻¹. As produções de CO₂ para as duas espécies em questão predominaram, principalmente, nas temperaturas mais baixas, enquanto as produções de metano foram favorecidas com o aumento da temperatura. Os resultados permitiram inferir que na Lagoa do Óleo as conversões das frações lábeis dos detritos de *Egeria najas* sejam favorecidas nas temperaturas elevadas e seus coeficientes de mineralização são relativamente baixos. A velocidade de mineralização do carbono refratário de *E. azurea* nesta Lagoa deve ser relativamente incrementada com o aumento da temperatura.

ABSTRACT

The decomposition of macrophytes may constitute in an important source of carbon for the functioning of aquatic ecosystems. The experiments developed in this study aimed to describe mineralization aspects such as kinetics and formation of CO₂ and CH₄ from the anaerobic decomposition of the aquatic macrophytes *Eichhornia azurea* Kunth and *Egeria najas* Planch. Samples of these plants and of water were collected in the Óleo lagoon (Ecological Station of Jataí, Luiz Antônio district – SP; 21°33' - 21°37'S, 47°45' - 47°52'W). In the laboratory two experiments were conducted: the first aimed to describe the kinetics of carbon transformation through the quantification of the reminescent fractions; the second aimed to describe the variations of the gas products (CO₂ and CH₄). Fragments of *E. azurea* and *E. najas*, along with water samples from the lagoon, were added to decomposition chambers in the proportion of 8 g L⁻¹ (PS). The CO₂ and CH₄ emissions were determined through chromatography. The results of *E. azurea* showed that, on the first phase of mineralization, the mass losses varied between 24,91 and 23,93%, with decay coefficients of 0,55 and 1,5 day⁻¹. For *E. najas* the mass losses varied between 25 and 67%, depending on temperature. The decay coefficients were of 0,14 and 0,17 day⁻¹ (*E. najas*). The production of CO₂ for both species was, overall, higher when temperatures were 17,7 and 20,3 °C. The production of methane was favored at 22,4 and 27,0 °C. The results allowed to infer that, at the Óleo lagoon, the conversion of the label debris fraction of *Egeria najas* is favored at higher temperatures and its mineralization coefficient are relatively low. The rate of mineralization of refractory carbon of *Egeria najas*, in this lagoon, is probably increased with temperature elevation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Localização da Estação Ecológica do Jataí (E.E.J) e as principais lagoas do Rio Mogi-Guaçu. (Fonte: Banco de Dados Digital LAPA-DHB). 13

FIGURA 2 - Separação das frações de matéria orgânica, onde: MOP = matéria orgânica particulada; MOD = matéria orgânica dissolvida; COD = carbono orgânico dissolvido; CID = carbono inorgânico dissolvido; CTD = carbono total dissolvido..... 21

FIGURA 3 - Modelo proposto para a mineralização anaeróbia de *E. azurea*; onde MOPLS = matéria orgânica particulada lábil; MOPR = matéria orgânica particulada refratária; MOD = matéria orgânica dissolvida; k_T = coeficiente global de decaimento da MOPLS ($k_1 + k_2$); k_1 = coeficiente de mineralização da MOPLS; k_2 = coeficiente de lixiviação; k_3 = coeficiente de mineralização da MOD; k_4 = coeficiente de decaimento (mineralização) do MOPR. 27

FIGURA 4 - Variação temporal das taxas de formação/assimilação dos gases durante a mineralização anaeróbia de *E. azurea* a 20 °C (A). Valores acumulados de gases formados (B) e consumidos (C). Relação entre os valores acumulados de gases totais (consumidos + emitidos) e gases emitidos (D). 32

FIGURA 5 - Variação temporal das taxas de formação/assimilação dos gases (A) durante a mineralização anaeróbia de *Egeria najas* a 20 °C. Valores acumulados de gases formados (B) e consumidos (C). Relação entre os valores acumulados de gases totais (consumidos + emitidos) e gases emitidos (D). 34

FIGURA 6 - Relação entre a MOD e o COD da decomposição de *E. azurea*. 38

FIGURA 7 - Relação entre a MOP e o COP da decomposição de *E. azurea* 39

| | |
|---|----|
| FIGURA 8 - Variação temporal do carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico total nas incubações com <i>E. azurea</i> , em diferentes temperaturas. | 40 |
| FIGURA 9 - Potencial redox e condutividade elétrica dos frascos durante a decomposição anaeróbia de <i>E. azurea</i> nas diferentes temperaturas..... | 42 |
| FIGURA 10 - Variação temporal do pH nas câmaras de decomposição de <i>E. azurea</i> em diferentes temperaturas. | 44 |
| FIGURA 11 - Relação entre a MOD e o COD da decomposição de <i>Egeria najas</i> | 45 |
| FIGURA 12 - Relação entre a MOP e o COP da decomposição de <i>Egeria najas</i> . | 46 |
| FIGURA 13 - Variação temporal do carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico total nas incubações com <i>Egeria najas</i> , em diferentes temperaturas.... | 47 |
| FIGURA 14 - Potencial redox e condutividade elétrica dos frasco em decomposição nas diferentes temperaturas. | 49 |
| FIGURA 15 - Variação temporal do pH nas câmaras de decomposição de <i>Egeria najas</i> em diferentes temperaturas..... | 50 |
| FIGURA 16 - Cinética de decaimento do COP de <i>E. azurea</i> em diferentes temperaturas. | 55 |
| FIGURA 17 – Formação e mineralização do COD da decomposição de <i>E. azurea</i> em diferentes temperaturas..... | 56 |
| FIGURA 18 - Efeitos da temperatura sobre os coeficientes de reação da mineralização de <i>E. azurea</i> | 60 |
| FIGURA 19 - Cinéticas da mineralização de <i>E. azurea</i> em diferentes temperaturas. | 62 |

| | |
|---|----|
| FIGURA 20 - Mineralização de <i>E. azurea</i> : destinos do carbono orgânico consumido em função do tempo e da temperatura. | 64 |
| FIGURA 21 - Cinéticas de formação de CO ₂ e CH ₄ na degradação de <i>E. azurea</i> em função da temperatura. | 67 |
| FIGURA 22 - Efeitos da temperatura sobre os parâmetros cinéticos de formação do metano da decomposição de <i>E. azurea</i> | 69 |
| FIGURA 23 - Cinética de decaimento do COP de <i>E. najas</i> em diferentes temperaturas. | 73 |
| FIGURA 24 - Formação e mineralização do COD da decomposição de <i>E. najas</i> em diferentes temperaturas. | 74 |
| FIGURA 25 - Cinéticas da mineralização de <i>E. najas</i> em diferentes temperaturas. | 78 |
| FIGURA 26 - Mineralização de <i>E. najas</i> : destinos do carbono orgânico consumido em função do tempo e da temperatura. | 79 |
| FIGURA 27 - Cinéticas de formação de CO ₂ e CH ₄ na degradação de <i>E. najas</i> em função da temperatura. | 82 |
| FIGURA 28 - Efeitos da temperatura sobre os parâmetros cinéticos de formação do metano da decomposição de <i>E. najas</i> | 83 |
| FIGURA 29 - Variações temporais dos teores de ácido húmico, ácido fúlvico e substâncias húmicas totais durante a mineralização de <i>E. azurea</i> (em base de carbono). | 87 |
| FIGURA 30 - Variações temporais dos teores de ácido húmico, ácido fúlvico e substâncias húmicas totais durante a mineralização de <i>E. najas</i> (em base de carbono). | 88 |

FIGURA 31 - Variação temporal da composição das substâncias húmicas extraídas das frações particuladas e dissolvidas retiradas da decomposição de *E. azurea*. 91

FIGURA 32 - Variação temporal da composição das substâncias húmicas extraídas das frações particuladas e dissolvidas retiradas da decomposição de *E. najas*. 92

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| TABELA 1 – Teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio dos detritos particulados remanescentes de <i>E. azurea</i> | 53 |
| TABELA 2 - Parâmetros do modelo cinético de mineralização anaeróbia de <i>E. azurea</i> | 57 |
| TABELA 3 - Teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio dos detritos particulados remanescentes de <i>E. najas</i> | 72 |
| TABELA 4 - Parâmetros do modelo cinético de mineralização anaeróbia de <i>E. najas</i> | 75 |

SUMÁRIO

| | |
|--|-----|
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 Metanogênese | 6 |
| 1.2 Hipótese | 10 |
| 2. OBJETIVOS | 11 |
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 12 |
| 3.1 Área de Estudo | 12 |
| 3.2 Características das macrófitas aquáticas utilizadas..... | 16 |
| 3.3 Produção da Matéria Orgânica Consumida (Mineralização Total)..... | 19 |
| 3.4 Produção de Gases no Processo de Decomposição | 23 |
| 3.5 Método Cromatográfico..... | 25 |
| 3.6 Equações (Modelo Cinético) | 26 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 30 |
| 4.1 Método Manométrico | 30 |
| 4.2 Variáveis físicas e químicas | 37 |
| 4.3 Parametrização do Modelo Cinético de Mineralização de <i>Eichhornia</i> <i>azurea</i> | 52 |
| 4.4 Parametrização do Modelo Cinético de Mineralização de <i>Egeria</i> <i>najas</i> | 71 |
| 4.5 Substâncias Húmicas..... | 86 |
| 4.6 Os Processos de Degradação de <i>E. azurea</i> e <i>E. najas</i> | 93 |
| 5. CONCLUSÕES | 100 |
| 6. PERSPECTIVAS..... | 102 |
| 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 103 |
| 8. ANEXOS | 117 |

1. INTRODUÇÃO

Os reservatórios artificiais, as planícies de inundação, os brejos e os pântanos (ambientes de inundação) podem ser considerados como fontes ou sumidouros de carbono orgânico, pois apresentam elevadas taxas de produção orgânica com condições muitas vezes anóxicas. Nestes sistemas, os processos de decomposição podem ter como agentes principais da remineralização, as bactérias metanogênicas, através das quais quantidades consideráveis de metano (CH₄) podem ser liberadas para a atmosfera (CRILL *et al.*, 1988), contribuindo assim, para o aumento da presença deste gás na atmosfera.

Nos sistemas aquáticos a ciclagem e as transformações do carbono ocorrem devido, basicamente, a três tipos de processos: a assimilação do carbono inorgânico (executada pela fotossíntese e quimiossíntese), decomposição aeróbia e anaeróbia. Os processos aeróbios e anaeróbios de decomposição desenvolvem-se por meio de três mecanismos básicos: a lixiviação (o material solúvel é retirado pela ação da água), a fragmentação (redução do tamanho original do detrito) e o catabolismo (os compostos orgânicos complexos são transformados em moléculas pequenas através de uma ou mais reações), (SWIFT *et al.*, 1979).

O carbono nos sistemas aquáticos é encontrado em sua maior parte, em equilíbrio com os produtos do ácido carbônico. Somente uma pequena parcela ocorre na forma orgânica e, ainda uma menor fração, como constituinte da biota (WETZEL, 1983). Nos detritos, o carbono orgânico pode ser encontrado nas formas particuladas e dissolvidas, enquanto que na porção inorgânica, o carbono é encontrado nos diversos tipos de carbonatos.

A decomposição é um processo fundamental para os ecossistemas, através do qual ocorrem as ciclagens dos elementos e parte da energia armazenada é dissipada. É um processo em que muitos eventos contribuem para a degradação de compostos orgânicos (SWIFT *et al.*, 1979; MOORHEAD *et al.*, 1996). A longo prazo, este processo transforma o material orgânico em constituintes inorgânicos, através do qual é restituída parte dos nutrientes (por exemplo: nitrogênio e fósforo) que serão utilizados pelos produtores primários.

Através destas simples descrições demonstra-se a importância da decomposição para a dinâmica dos ecossistemas.

Os lagos marginais de sistema rio-planície de inundação são caracterizados por uma flutuação periódica do nível de água (JUNK, 1980), compreendem ambientes aquáticos permanentes, temporários e áreas de terra firme (NEIFF & IRIONDO, 1992). Nas regiões tropicais, as temperaturas destes sistemas (lagoas marginais) apresentam pequenas flutuações e ocorrem grandes quantidades de macrófitas aquáticas, que são fontes importantes de produção de carbono orgânico. Assim, os processos de decomposição estão intimamente ligados aos ciclos sazonais de inundação juntamente com o crescimento e morte das plantas (NOGUEIRA, 1989; CRILL, 1990).

Em relação a origem da matéria orgânica presente nos ecossistemas aquáticos, pode-se relacionar várias fontes, alóctones e autóctones. As fontes alóctones de carbono de detritos (por exemplo: lixiviado do solo; MOD dos tributários e emissões líquidas) em geral, são predominantes. Contudo, sua contribuição está muitas vezes relacionada às variáveis hidráulicas do ambiente (tempo de retenção, vazão e outros).

Em ecossistemas aquáticos as principais formas de carbono apresentam-se nas formas de carbono orgânico dissolvido e particulado (COP) contribuem com 10 a 17 % do total de carbono encontrado no ambiente aquático (WETZEL, 1983). A relação entre COD e COP pode variar de acordo com o período do ano e o estado trófico do ambiente. O COD está muitas vezes relacionado à composição e à quantidade de espécies de fitoplâncton. Variações diárias e noturnas também podem ser observadas (WETZEL, 1983).

A degradação das plantas aquáticas pode gerar a entrada de grandes quantidades de matéria orgânica para o ambiente aquático (CUNHA & BIANCHINI Jr., 1998). Nos primeiros momentos da degradação, os microrganismos utilizam-se dos compostos de fácil metabolismo, que podem ser convertidos a CO₂ ou assimilados (WETZEL, 1995). As estruturas mais resistentes, como a lignina e a celulose, acumulam-se formando a maior parte dos detritos. Com a continuidade da decomposição destas plantas aquáticas ocorre o aparecimento de uma coloração escura na água, devido à formação das substâncias húmicas (MALCOM, 1990).

As substâncias húmicas pode originar-se dos processos oxidativos não biológicos e pela ação de microrganismos. Os compostos húmicos são considerados produtos poliméricos da matéria orgânica não consumida e resíduos de substâncias como carboidratos, lignina, celulose e aminoácidos (LU *et al.*, 2001).

As substâncias húmicas podem ser diferenciadas em 3 frações: ácido húmico, apresenta coloração que varia de marrom a preta em função de seu grau de polimerização; é insolúvel em água e solventes orgânicos, precipitando em condições ácidas; o ácido fúlvico, apresenta coloração que varia de amarelo a alaranjado, solúvel tanto em condições ácidas quanto básicas; humina, insolúvel em soluções ácidas e básicas (TOLEDO, 1973).

Em ambientes aquáticos a decomposição das substâncias húmicas depende do número e da atividade das bactérias heterotróficas presentes nestes ambientes e também da presença de matéria orgânica de fácil degradação (MALCOM, 1990).

A decomposição de macrófitas aquáticas e os produtos formados como gases e compostos húmicos podem ser utilizados para descrever os processos anaeróbios de degradação e funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

As áreas alagadas formadas por um rio são consideradas importantes fontes e/ou sumidouros de muitas formas de carbono (HEDGES *et al.*, 1986). Nestes ambientes alagados a retenção de água pelo solo, associada à presença de elevados conteúdos orgânicos, determinam que os processos bioquímicos microbianos de decomposição são predominantemente anaeróbios (ROGERS, 1983; MITSCH & GOSSSELINK, 1983). Assim, estas áreas podem se constituir em importantes fontes de carbono para a atmosfera (NEDWELL, 1984; CRILL *et al.* 1988; CAO *et al.*, 1996; BUBIER & MOORE, 1994; McDONALD *et al.*, 1998; UTISUMI *et al.*, 1998).. Os gases liberados a partir da mineralização anaeróbia são principalmente: CO₂, H₂S, NH₃ e CH₄. Este último é produzido pelas bactérias metanogênicas em ambientes estritamente anaeróbios.

A decomposição anaeróbia em ambientes aquáticos pode ocorrer a partir de outros aceptores de elétrons que não o oxigênio molecular, tais como: nitrato, dióxido de carbono, sulfato e compostos orgânicos intermediários (STUMM & MORGAN, 1981).

A produção de metano a partir do hidrogênio e dióxido de carbono vem sendo estudada por vários pesquisadores, sendo considerada como uma fermentação (GODSHALK, 1988), ou uma respiração anaeróbia em que o dióxido de carbono faz o papel de acceptor de elétrons (HARPER & POHLAND, 1985).

Têm-se verificado os seguintes substratos na operação das bactérias metanogênicas: H_2+O_2 , acetato, metanol e metil metilamina. O monóxido de carbono também pode ser usado por algumas espécies (metanogênicas) como substrato (ORENLAND, 1988). A utilização do monóxido de carbono como substrato na natureza é de pouca importância, devido a sua baixa energia e portanto baixo crescimento das bactérias. Todas as bactérias metanogênicas compartilham de uma habilidade comum para formar metano via redução do dióxido de carbono com o hidrogênio (BRYANT, 1979).

Os caminhos para a formação do metano através da decomposição anaeróbia e a proporção de metano em relação aos demais gases gerados ainda não estão completamente estabelecidos, pois variam conforme as características e concentrações dos substratos. No processo de digestão de esgotos domésticos as proporções típicas de metano e dióxido de carbono liberados são de 70% a 80% para o CH_4 e 20% a 30% para o CO_2 (CHERNICHARO, 1997).

Os diversos tipos de detritos, os decompositores e os nutrientes são os responsáveis, em grande parte, pelo controle das taxas de decomposição e pelo seus produtos. Devido à sua complexidade, os detritos são misturas de compostos com diferentes proporções de nutrientes N:P:C (De ANGELIS, 1997).

O decaimento da matéria orgânica pode ser avaliado por vários níveis de resolução. O primeiro é a partir da dinâmica das comunidades saprofíticas, o segundo, inclui o estudo da fisiologia e da nutrição dos microorganismos decompositores e o terceiro contempla os processos bioquímicos baseados na cinética de enzimas. A escolha destas abordagens nos estudos da decomposição ocorre a partir do interesse e aplicação. Por exemplo, no estudo de decomposição celular a abordagem deve estar voltada para as enzimas (intra e extracelulares), enquanto que, um estudo considerando a biosfera, o

interesse deve estar ligado à formação de gases (por exemplo: CO₂, CH₄ e NO_x).

As metodologias que envolvem a estimativa da mineralização sob condições aeróbias são descritas, através da cinética de decaimento das concentrações de oxigênio dissolvido. O exemplo mais comum da utilização da estequiometria da reação descrita refere-se à respiração aeróbia da glicose produzindo dióxido de carbono e água. Nesse caso, a oxidação é completa e todos os produtos são inorgânicos. Desse modo, estudos cinéticos referentes aos processos de decomposição admitem, usualmente, que exista proporcionalidade entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos. No caso dos processos que ocorrerem em condições aeróbias, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos tais como o CO₂, a exemplo de reações químicas e relações estequiométricas usualmente consideradas (STUMM & MORGAN, 1981; CHAPRA & RECKHOW, 1983; JØRGENSEN, 1986) para os processos de formação e oxidação de recursos orgânicos.

Alguns ensaios de mineralização aeróbia têm demonstrado que a velocidade da mineralização altera-se com o aumento da concentração do substrato; a variação da concentração interfere também no rendimento dos processos de síntese (BITAR & BIANCHINI Jr., 1994). Muitos autores admitem que a mineralização é mais rápida em condição aeróbia (WETZEL, 1983; ANTONIO, 1996). Entretanto, estudos realizados em lagoas marginais demonstraram que em ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, é possível a ocorrência de similaridade nas velocidades das mineralizações aeróbias e anaeróbias (BIANCHINI Jr. *et al.*, 1997; ANTONIO *et al.*, 1999). A grande dificuldade na descrição da cinética da decomposição está na complexidade do substrato e no envolvimento de vários grupos de populações bacterianas (WETZEL, 1983).

O processo anaeróbio é constituído por um sistema delicadamente balanceado, no qual cada microrganismo tem uma função essencial. As bactérias metanogênicas desempenham duas funções primordiais; elas produzem um gás insolúvel (metano), retirando o carbono orgânico do ambiente anaeróbio, além de utilizarem o hidrogênio, favorecendo o ambiente para que as bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a

produção de ácido acético, o qual é convertido para metano (CHERNICHARO, 1997).

1.1 Metanogênese

A mineralização anaeróbia de compostos orgânicos complexos é normalmente considerada um processo de dois estágios. No primeiro, existe um grupo de bactérias anaeróbias facultativas, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas, que possuem o papel de transformar os compostos orgânicos complexos em outros mais simples. Compostos orgânicos complexos como proteínas, carboidratos são hidrolisados, fermentados e biologicamente convertidos em matérias orgânicas mais simples, principalmente ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997).

O segundo estágio, caracteriza-se pela conversão dos ácidos orgânicos, hidrogênio e CO₂ em outros produtos finais, tais como o metano e o gás carbônico. Este processo dá-se através de bactérias formadoras de metano que são estritamente anaeróbias.

Os microrganismos que participam do processo anaeróbio podem ser divididos em 3 importantes grupos: o primeiro é formado pelas bactérias fermentativas, que utilizam a hidrólise para converter os polímeros em monômeros; o segundo grupo são as bactérias acetogênicas que convertem os monômeros (produto gerado pelo primeiro grupo) e produzem acetato, H₂ e CO₂; o terceiro grupo são as bactérias metanogênicas que se dividem em dois grupos, as que utilizam-se do acetato e do hidrogênio para a geração do metano (metanogênese acetoclástica) e o outro grupo que produz metano a partir do hidrogênio e dióxido de carbono (metanogênese hidrogenotrófica), ZEHNDER (1978).

A hidrólise (1^a fase) ocorre devido à impossibilidade das bactérias degradarem diretamente a matéria orgânica particulada. Na hidrólise a matéria orgânica mais complexa é transformada em formas mais simples (monômeros, dímeros e oligômeros) permitindo assim, a entrada deste material nas paredes celulares das bactérias. Estas transformações desenvolvem-se devido à presença de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas.

Os produtos formados na hidrólise são convertidos em compostos mais simples como álcoois, ácidos graxos voláteis, CO₂, H₂, amônia, além de novas células bacterianas. Como os ácidos graxos voláteis são os principais produtos desta fase (2^a), os organismos envolvidos são denominados bactérias acidogênicas, representado por diversos grupos de bactérias fermentativas. A exemplo das bactérias do gênero *Clostridium*, apresentam formas em esporos podendo viver em ambientes dos mais variados. O gênero *Bacteroids* é encontrado no trato digestivo e tem como papel degradar os compostos orgânicos presentes (ex. glicose). Este grupo é formado na maioria das vezes por bactérias estritamente anaeróbias. Contudo, cerca de 1 % destes organismos pode ser anaeróbio facultativo e assim oxidar os substratos orgânicos (KONIG & STETTER, 1989).

A terceira fase é formada pelas bactérias acetogênicas, que são as responsáveis pela oxidação dos produtos originados pela fase acidogênica. Este grupo de bactéria compõe-se de organismos responsáveis pela geração de produtos metabólicos intermediários, que vão ser transformados na fase seguinte (metanogênese). Os produtos finais deste grupo são o acetato, CO₂ e H₂.

O processo final da decomposição anaeróbia da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono é realizado pelas arqueas metanogênicas. Os substratos utilizados por este grupo são limitados, sendo eles: ácido acético, H₂+CO₂, ácido fórmico, metanol, metilamina e monóxido de carbono. Segundo ZEHNDER (1990), este grupo pode ser ainda dividido em dois, em função da afinidade do substrato: as bactérias metanogênicas acetoclásticas e hidrogenotróficas.

As bactérias acetoclásticas constituem o grupo que forma o metano a partir do acetato ou do metanol. São poucas as bactérias que transformam o acetato em metano, mas no processo anaeróbio sua presença é predominante. Segundo SOUBES (1994), elas são responsáveis por 70 % de toda a produção de metano, a partir do grupo metil do ácido acético. Os principais gêneros são as *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. O segundo gênero utiliza exclusivamente o acetato como substrato, possuindo uma maior afinidade ao acetato que as *Methanosarcina*. As *Methanosarcina* apresentam-se na forma de cocos, que se agrupam formando “pacotes”. O gênero *Methanosaeta* encontra-se na forma

filamentosa e possui uma grande importância da trama bacteriana presente nos grânulos (CHERNICHARO, 1997).

As bactérias metanogênicas hidrogenotróficas produzem-no metano a partir do H_2 e CO_2 , enquanto as acetoclásticas o produzem principalmente a partir do acetato, do H_2 e CO_2 . Os gêneros mais encontrados são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*. Estes dois grupos de bactérias metanogênicas são muito importantes para a manutenção da decomposição anaeróbia, pois estas são as responsáveis em consumir o H_2 produzido nas fases anteriores.

Dentre os vários produtos formados durante os processos anaeróbios de decomposição, o metano é o composto de carbono mais estável em ambientes anaeróbios e um composto intermediário importante nas remineralizações da matéria orgânica (UTSUMI *et al.*, 1998). A oxidação do metano pode ocorrer em ambientes aeróbios e anaeróbios (HANSON & HANSON, 1996). Alguns estudos sugerem que os sistemas de água doce são as fontes mais importantes de metano para a atmosfera do que os sistemas marinho (CICERONE & OREMLAND, 1988). Em relação ao metano, muitos estudos são motivados pela sua liberação e suas alterações no estado químico da atmosfera, podendo influenciar o clima da terra de várias maneiras, direta ou indiretamente (CICERONE & OREMLAND, 1988; LAL & SUBBARAYA, 1993; LAMB, 1993).

O metano é um dos importantes gases que participam das complexas reações químicas que ocorrem na atmosfera. O metano global na troposfera possui uma concentração média de 1,7 ppm. Contudo, pequenas variações temporais e espaciais podem ocorrer influenciadas pela localização geográfica, estações e ciclos diurnos. A concentração de metano no hemisfério sul é mais baixa (1,5 ppm), devido talvez à menor atividade industrial. Em algumas regiões ocorre o aumento de metano na atmosfera influenciando as mudanças climáticas. O metano na atmosfera pode sofrer uma reação com radicais hidróxidos produzindo o monóxido de carbono e o hidrogênio, somando assim mais um fator que pode influenciar as mudanças globais do clima.

Os ambientes alagados naturais e os de cultivos (plantações de arroz, principalmente) representam aproximadamente 40 % das fontes globais de metano (Painel Intergovernamental Sobre Mudanças Climáticas/IPCC, 1995). A

contribuição deste gás para o efeito estufa, segundo IPCC (1995), fica em torno de 16 %. Estes valores são quantificados através de modelos que consideram as escalas temporais (épocas do ano) e espaciais (regiões temperadas e tropicais) (CAO *et al.*, 1998).

As mudanças nas concentrações de carbono na atmosfera, assunto que tem levado vários cientistas à discussões, estão relacionadas à produção e ao armazenamento da matéria orgânica em ambientes terrestres (florestas) e aquáticos (oceanos), ao ciclo global do carbono e ao aquecimento do planeta.

Cientistas estudando os fluxos de carbono (em particular o CO₂) (IPCC, 1995), através de um balanço em que se determinou o carbono na atmosfera, o produzido da queima de combustíveis fósseis e da destruição da vegetação, o fixado pelos oceanos e o acumulado pela biomassa de florestas, estimaram a existência de quantidade considerável de carbono na forma de CO₂, que se encontram armazenados em três compartimentos: biosfera terrestre (principalmente em madeiras), nos oceanos (carbono orgânico dissolvido) e segundo BROECKER *et al.* (1979) o terceiro local de armazenamento seria os sedimentos de águas rasas, encontrando-se principalmente na forma orgânica.

Vários autores propõem-se a discutir a locação do carbono em termos globais; geoquímicos afirmam que este elemento estaria nas vegetações, pois as plantas aumentam as taxas fotossintéticas com o aumento do CO₂ na atmosfera, e o oceano possui uma baixa taxa de acúmulo deste gás (McKANE *et al.*, 1995). Ecólogos que trabalham com emissão de gases em ambientes terrestres afirmam o contrário, as vegetações estariam mais liberando que consumindo carbono, pois através da destruição, estas estariam trabalhando como fontes de carbono. Este segundo grupo afirma ainda, que a única possibilidade de acúmulo de CO₂, reside nos oceanos. Muitos autores (McKANE *et al.*, 1995; KORNER & ARMONE, 1992; HOUGHTON, 1993; SEDJO, 1992; KAUPPI *et al.*, 1992) sugerem que o excedente do carbono no balanço global esteja em um ou outro reservatório ou até mesmo em outros como as florestas secundárias.

Existem grandes diferenças entre estes estudos que envolvem os balanços globais de carbono, pois as metodologias utilizadas e os valores de referência para os cálculos são diferentes. Em adição, os autores utilizam métodos diferentes para estimar as quantidades de carbono na superfície

terrestre e na atmosfera, e conseqüentemente, os resultados se apresentam distintos (HOUGHTON *et al.*, 1983 *apud* SOARES, 1997).

Os estudos atuais sobre as mudanças globais na atmosfera e o balanço do carbono apresentam grandes divergências, principalmente quando se referem aos fluxos. Pode-se inserir neste contexto, a importância das áreas alagáveis, tendo em vista que contribuem com uma grande quantidade de carbono para a atmosfera.

1.2 Hipótese

Neste estudo se propôs verificar a ocorrência de sinergia na degradação anaeróbia de duas espécies de macrófitas aquáticas, considerando os efeitos da qualidade dos detritos e da temperatura na produção e composição dos produtos formados (substâncias húmicas, compostos inorgânicos e gases).

2. OBJETIVOS

Em relação aos processos finais do ciclo do carbono referentes à decomposição da matéria orgânica nos sistemas aquáticos, as informações são relativamente escassas, principalmente as descrições do metabolismo anaeróbio e dos mecanismos que podem alterá-lo. Este estudo visa descrever o fluxo do carbono orgânico a partir da mineralização anaeróbia de duas espécies de macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* de uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, a Lagoa do Óleo. Possui, também, como objetivo o desenvolvimento de modelos conceituais e matemáticos que descrevam os processos anaeróbios de conversão biológica e que auxiliem no entendimento da dinâmica do ciclo do carbono da Lagoa do Óleo. Para tanto, este estudo contempla os seguintes objetivos:

- Quantificar manometricamente as taxas diárias de emissão de gases a partir da decomposição anaeróbia dos detritos das macrófitas aquáticas em câmaras de decomposição.
- Quantificar a produção de metano e gás carbônico em relação à composição dos substratos orgânicos da *E. azurea* e *Egeria najas*, estabelecendo o grau de degradabilidade de cada espécie.
- Determinar o efeito da temperatura como um fator de regulação dos processos de geração do metano e de CO₂.
- Desenvolver um modelo matemático (cinético) relativo à mineralização e ao metabolismo anaeróbio na ciclagem do carbono, enfatizando o processo de metanogênese.

Este estudo insere-se dentro de um programa de pesquisa denominado Projeto Jataí que vem sendo desenvolvido desde 1987 por docentes da Universidade Federal de São Carlos e pesquisadores de outras instituições (USP, UNESP, UNICAMP). Dentre vários objetivos, este programa visa descrever a estrutura e a função das lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu (SP), no trecho referente à Estação Ecológica de Jataí.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A Estação Ecológica de Jataí (Figura 1), localiza-se a noroeste do estado de São Paulo no Município de Luiz Antônio (Latitude 21°33' a 21°37'S, 47°45' a 47°51'W), possuindo uma área de 9.074,63 hectares e com uma altitude média de 600 m (CONSEMA, 1985). Representa uma das poucas áreas do Estado de São Paulo com características únicas de formação vegetal florestal e por isso o interesse em sua preservação.

Basicamente, a Estação Ecológica é formada por três tipos de ecossistemas: 1) ecossistemas aquáticos, representados pelo Rio Mogi-Guaçu, córregos e as lagoas marginais; 2) ecossistemas inundáveis que separam as lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu, para os quais existem vários estudos biogeoquímicos e ecológicos realizados por SANTOS & MOZETO, 1992; 3) ecossistemas terrestres formados por uma vegetação nativa e por uma floresta latifoliada tropical semi-decídua (CONSEMA, 1985).

Segundo BALLESTER & SANTOS (2001), as médias de precipitação e de temperatura na área de estudo são 1550 mm e 21,7 °C. Os períodos climáticos são definidos em: estação das chuvas, com temperatura média de 29 °C (novembro a abril) e estação da seca, com temperatura média de 18 °C (maio a outubro).

O Rio Mogi-Guaçu é o formador de 15 lagoas marginais na área da Estação Ecológica do Jataí pois neste trecho o rio possui pequena declividade, formando uma planície de inundação meândrica nos períodos de chuvas. Estas planícies estão associadas ao período de estiagem, formando dois tipos de lagoas marginais: as que não se unem superficialmente ao rio e as que se encontram permanentemente ligadas ao canal principal (SANTOS & MOZETO, 1992). As lagoas marginais são caracterizadas pela pouca profundidade e grande abundância de macrófitas aquáticas associadas ao ciclo hidrológico (NOGUEIRA, 1989).

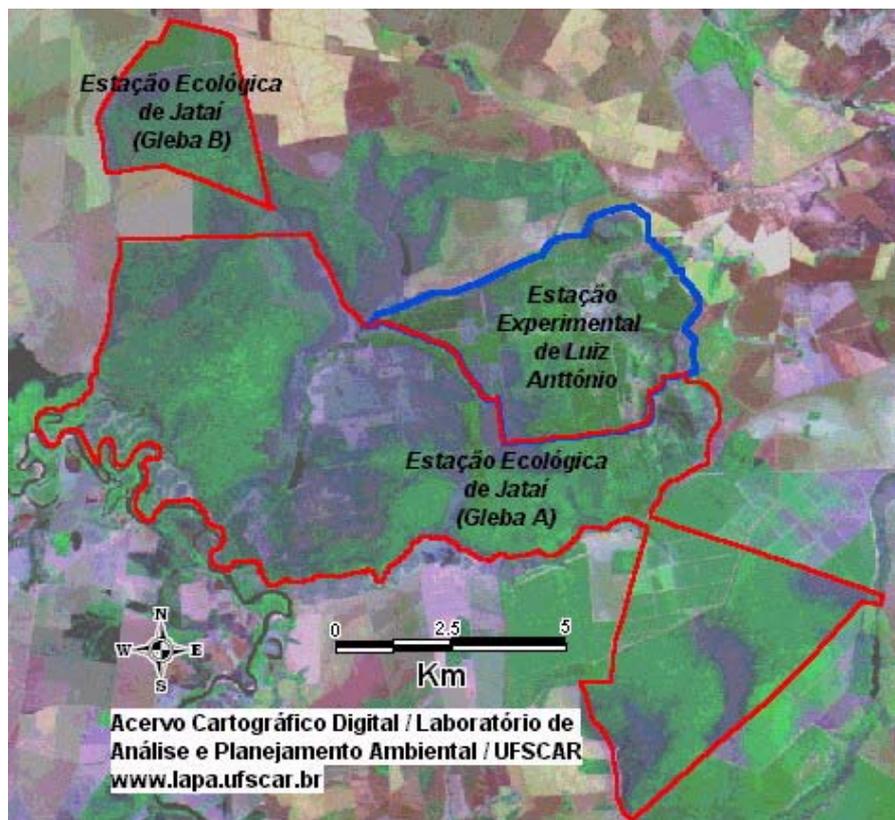


FIGURA 1 - Localização da Estação Ecológica do Jataí.

A Lagoa do Óleo foi a escolhida para a realização das coletas de macrófitas aquáticas e de água. Neste ambiente foram desenvolvidos poucos estudos, se comparados com os realizados nas outras lagoas da região (Lagoa do Diogo, Lagoa do Infernã, Lagoa do Kilômetro). A maior parte dos trabalhos realizados nesta lagoa foi sobre a diversidade do zooplâncton. Segundo GUNTZEL *et al.* (2001), no geral, ela apresenta características similares às demais, possui uma área reduzida (17.800 m²), profundidade relativamente baixa (valores entre 0,5 m e 4 m), transparência da água reduzida (profundidade de desaparecimento do disco de Secchi entre 0,3 m e 2,3 m). O ambiente apresenta-se entre ácido a levemente alcalino (pH: 3,91 a 7,78). A condutividade elétrica da água é relativamente baixa se comparada com as outras lagoas, registrando valores entre 7 e 59 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. As concentrações de oxigênio dissolvido na Lagoa do Óleo são muito variadas e semelhante as demais lagoas (0,86 mg L⁻¹ e 10,81 mg L⁻¹, na superfície, e entre anoxia e 10,02 mg L⁻¹ no fundo). GUNTZEL *et al.* (2001), estudando rotíferos nas lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu, registraram na região litorânea da Lagoa do Óleo a maior riqueza e uniformidade de espécies deste grupo. WISNIEWSKI *et al.* (2001), estudando os cladoceros nas lagoas da planície de inundação da Estação Ecológica de Jataí, destacaram que na Lagoa do Óleo se encontram indivíduos da família Chydoridae, que são organismos que vivem entre as plantas aquáticas. A outra espécie encontrada foi a família Monoidae, que possui uma característica de viver em ambientes oligotróficos e mesotróficos.

ROCHA *et al.* (2001), inventariando os copépodos das Lagoas da Estação Ecológica do Jataí, determinaram que, em geral, a maioria desta população apresenta um número reduzido de espécies. Entre as lagoas estudadas, a do Óleo foi a que apresentou maior densidade das espécies *Calanoida*.

Estudo recente realizado na Lagoa do Óleo (GODINHO, 2000) mostrou que neste ambiente os processos metabólicos anaeróbios são predominantes, sendo que a concentração média de oxigênio dissolvido na superfície foi de 2,3 mg L⁻¹ e no fundo 0,3 mg L⁻¹. Os valores de pH variaram de 5,97 (fundo) a 6,82 (superfície). O coeficiente de extinção vertical a luz, calculado através do disco de Secchi, foi de 5,6 m⁻¹. O Eh determinado no sedimento, nos primeiros 60mm variou de 350 a -275 mV, caracterizando condição de anoxia. O sedimento

apresentou uma fração orgânica de, aproximadamente, 79%. O número médio de bactérias na coluna d'água foi estimado em $2,13 \times 10^{10}$ bactérias ml^{-1} .

A ocorrência de macrófitas aquáticas na Lagoa do Óleo é variada. A partir de visitas mensais (Datas: 26/04/99; 11/04/00; 30/05/00 e 12/09/00) foi possível identificar as seguintes espécies: *Utricularia gibba*, *Cabomba piauhyensis*, *Egeria najas*, *Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*.

3.2 Características das Macrófitas Aquáticas Utilizadas

A *Eichhornia azurea* Kunth é uma Angiospermae (Monocotyledonae) da família Pontederiaceae, muito comum no Brasil. A família Pontederiaceae é grande representante das plantas hidrófilas nas regiões tropicais e no Brasil apresenta grande parte das plantas aquáticas (HOENE, 1948).

A *E. azurea* caracteriza-se por apresentar ramificação simpodial flutuante e ou rastejante, podendo alcançar grandes comprimentos. Apresenta dimorfismo foliar, com folhas submersas e afiladas, enquanto as adultas se caracterizam-se por ser emergentes e arredondadas (SILVA, 1992).

Esta planta, conhecida vulgarmente como “aguapé”, apresenta-se fixa em substrato, com folhas flutuantes ligadas pelo estolão. Devido às folhas emergentes quando adultas, esta espécie pode ser considerada uma das macrófitas aquáticas mais produtivas, pois sua eficiência em captar energia solar no ambiente é maior que as plantas com folhas submersas.

Segundo COUTINHO (1989), o acúmulo da matéria orgânica decomposta de partes desta espécie pode ser acentuado, produzindo um substrato que permite o crescimento de outras plantas (associação). Na Estação Ecológica do Jataí, na maioria de suas lagoas é possível observar grande quantidade de *E. azurea*, principalmente no período de seca quando não há transporte de parte de sua biomassa.

O gênero *Egeria* caracteriza-se basicamente por ser submersa fixa ou de vida livre de água doce, dióicas; raízes não ramificadas; caule alongado, até 3m ou mais, irregularmente ramificado. Folhas opostas ou verticiladas, geralmente em verticilos de 5 por nó, sésseis, lineares a lanceoladas, em geral recurvadas, margem serrulada a denticulada, células hialinas grandes presentes no mesofilo; estípulas ausentes. Inflorescência suspensa sobre a superfície da água sobre um rígido pedúnculo; espatas solitárias, sésseis. Flores 1-5 por espata, unissexuadas; sépalas 3, ovais, verdes; 3 pétalas, grandes e vistosas, brancas, ovais a suborbiculares; flor masculina: 9 estames, filetes alongados a clavados, brancos ou amarelos, 3 vezes mais longos que as anteras; nectários 3, lobados; flor feminina: 3 estaminódios, livres; ovário ínfero, 3-carpelar, 1-locular; estiletos 3, unidos na base, estigmas irregularmente 2-3-lobado, achatados. Fruto cápsula, deiscência irregular, ovóide; sementes

elipsóides (Cook & Urmi-König, 1984). Suas raízes são adventícias e desenvolvem-se a partir das laterais dos ramos. Suas flores possuem larguras que varia entre 1,2 a 1,8 cm. As partes encontradas livres na água são geralmente as apicais. Sua população pode ser encontrada em lagos, riachos e reservatórios (HOENE, 1948; FASSET, 1977; ARBER, 1978; GRODOWITZ, 1998).

A *Egeria najas* foi descrita pela primeira vez em 1849 por Planchon e foi publicada nas monografias de St, John (Cook & Urmi-König, 1984). Seguindo as seguintes descrições: caule 0,8-1,4 mm diâm. Folhas alongadas, recurvadas ou menos frequentemente estendidas, 8-17x1-2 mm, maior parte em verticilos de 5 por nó. Inflorescência axilar. Flor masc.: 2-3 por espata, espata 5-7 mm, pedicelo até 32 mm; sépalas 3x1,5-2 mm; pétalas 6x4-6mm; estames 1,5-2 mm, filetes alongados, pouco papilosos na parte superior, brancos a amarelos; nectários 0,2-0,5 mm, lobos laterais estreitamente bifurcados e menores que o lobo central; flor fem.: espata 3,4-8x1-2 mm; sépalas 1,2-3,3x1,2-1,8 mm; pétalas 2,8-5,7x2,5-5,1 mm; estaminódios não nascidos sobre uma haste, cilíndricos e truncados no ápice, 0,4-1,3 mm, amarelos; ovário com 6-9 óvulos; estilete 1,6-3,2 mm, dividido em 2-3 ramos, em até pelo menos 2/3 do seu comprimento, branco a amarelo pálido (Cook & Urmi-König 1984). Fruto sésil, fusiforme, 7,5-8 mm; sementes estreitamente elipsóides, 2,8-4,2 mm (Cook & Urmi-König 1984). Está confinada à América do Sul, sendo que no Brasil está presente em Minas Gerais, Paraná e São Paulo (AONA & AMARAL, submetido).

O *E. najas* na água apresenta a formação de dossel na superfície da coluna d'água, sendo esta uma característica que impede o desenvolvimento de outras espécies devido à redução de penetração de luz (DUARTE *et al.*, 1994). Encontra-se submersa fixa no sedimento ou livre-natante. Segundo HOENE (1948) a *E. najas* conhecida como "Elodea", faz parte da família *Hydrocharitaceae*, possui folhas (quatro) em verticilos, denteadas, possui caules extensos e foliosos. Segundo JOLY (1987), são plantas submersas que possuem raízes submersas revestidas de pelos absorventes longos e sua época de floração é no inverno.

No reservatório de Itaipú, segundo registros de THOMAZ & BINI (1999), este gênero desenvolve-se até profundidade de 8 metros e apresenta uma

estrutura longilínea de até 9 metros. Nas primeiras coletas realizadas para esse estudo, na Lagoa do Óleo, observou-se a ocorrência de plantas com até 2 metros. Segundo TAVECHIO & THOMAZ (submetido), para o crescimento a *Egeria najas* apresenta um baixo requerimento de radiação subaquática, podendo assim, explicar a dominância desta espécie em ambientes nos quais a turbidez é elevada.

Na estação E.E. Jataí esta espécie encontra-se somente na Lagoa do Óleo e principalmente no período chuvoso, quando provavelmente a entrada de nutrientes torna-se mais acentuada. Neste período ela ocupa grande área da lagoa, com seu ápice chegando próximo à superfície e apresentando flor.

3.3 Produção da Matéria Orgânica Consumida (Mineralização Total)

Após as coletas, em laboratório, as plantas foram lavadas com água corrente e secas até peso constante (estufa com temperatura de 60°C) para, a seguir, serem trituradas. Para a descrição da cinética da mineralização foram montadas câmaras de decomposição. Cada câmara conteve 3,2 g (PS) de planta e 400 ml de água da Lagoa do Óleo (previamente filtrada em lã de vidro). Em paralelo, foram realizadas incubações em frascos complementares contendo a mesma proporção entre água e detrito de planta para se determinar, a cada dia de amostragem, as variações de pH, Eh, condutividade elétrica e as condições de anaerobiose dos experimentos foram monitoradas.

As câmaras foram mantidas em incubadoras, no escuro, sob condição anaeróbia e em 4 temperaturas (*E. azurea*: 18,2 ± 2,0; 21,4 ± 1,7; 24,8 ± 1,7 e 26,8 ± 2,5 °C; *E. najas*: 17,7 ± 1,2; 20,3 ± 1,1; 22,4 ± 1,3 e 27 ± 1,3 °C). Para evitar eventuais difusões de oxigênio atmosférico, no início foi borbulhado misturas de nitrogênio (20 min). Através destes procedimentos, a anaerobiose das incubações foram estabelecidas desde os primeiros momentos do experimento. Em adição, a anaerobiose pode ser garantida através da parametrização da Equação 1, com os resultados de consumo de oxigênio obtidos na mineralização de algumas espécies de macrófitas aquáticas (BITAR & BIANCHINI Jr., 2002):

$$OC = OC_{\max} (1 - e^{-kt}) \text{ onde:.....(Eq.1)}$$

onde:

OC = quantidade de oxigênio consumido em função do tempo;

OC_{max} = consumo máximo de oxigênio;

e = base logaritmo natural;

k = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹)

t = tempo (dia)

Com base na utilização da Eq. 1, os inícios do processo de anaerobiose para os frascos com *E. azurea* (400 ml de água da lagoa e 3,2 g de peso seco) nas temperaturas de 17,7; 20,3; 22,4 e 27 °C foram 65, 58, 53 e 49 minutos, respectivamente; para as incubações com fragmentos de *E. najas* estimou-se

que a anaerobiose foi obtida após 72, 69, 60 e 54 minutos. Convém assinalar, que estes frascos só foram abertos na época da desmontagem. Durante 4 meses, para cada dia de amostragem (0, 2, 5, 9, 14, 22, 29, 39, 61, 83 e 120 dias) foi utilizada uma câmara de cada temperatura. As câmaras foram desmontadas para as seguintes determinações: carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico total (COT), carbono orgânico consumido (COC), carbono inorgânico total (CIT), pH e substâncias húmicas (Figura 2). O mesmo experimento foi realizado para as duas espécies de macrófitas aquáticas em períodos distintos (*E. azurea*: junho a setembro de 2000; *E. najas*: maio a agosto de 2001).

O processo de desmontagem das câmaras consistiu na separação da matéria orgânica particulada (MOP) da dissolvida (MOD). Após as aberturas das câmaras e antes da separação das frações, os valores de pH e Eh foram determinados através de método potenciométrico. A separação ocorreu por filtração em rede de “nylon” (0,4 mm) e em seguida, por centrifugação (978,25 g, 1 hora) Figura 2. O material particulado foi seco (60 °C) até peso constante e sua massa foi determinada por gravimetria. Amostras de MOP foram utilizadas, posteriormente, para determinações das concentrações de carbono, nitrogênio e hidrogênio, através de combustão e cromatografia com detector de condutividade térmica (CHN-S Analyser Carlo Erba, Mod. EA 1110). Amostras do sobrenadante foram utilizadas para as determinações das frações dissolvidas de carbono. As determinações de carbono orgânico dissolvido (COD), carbono total dissolvido (CTD) e carbono inorgânico dissolvido (CID) foram realizadas por combustão e quantificados através de infravermelho (TOC-5000A, Shimadzu) (LEMOS, 2000).

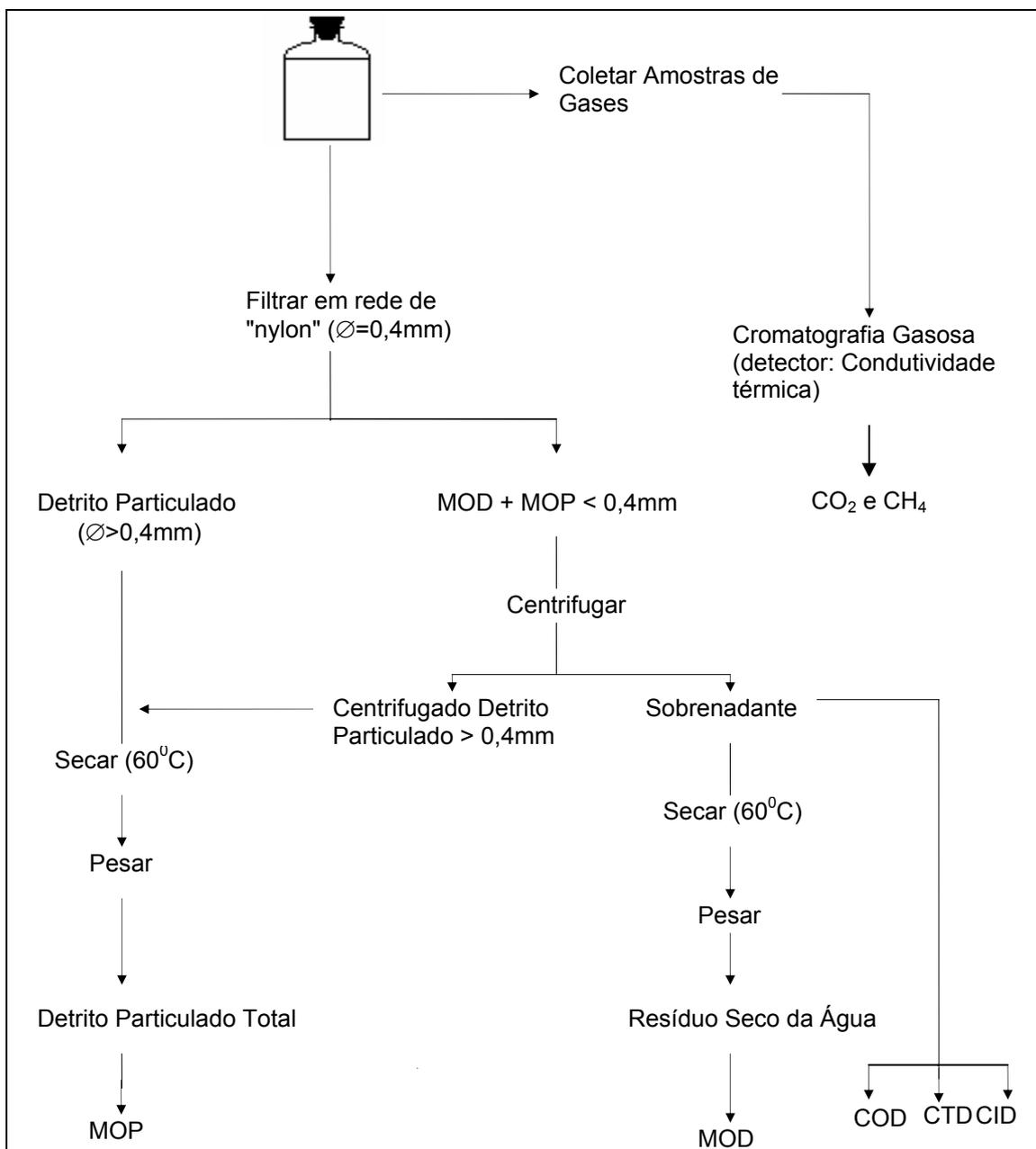


FIGURA 2 - Separação das frações de matéria orgânica, onde: MOP = matéria orgânica particulada; MOD = matéria orgânica dissolvida; COD = carbono orgânico dissolvido; CID = carbono inorgânico dissolvido; CTD = carbono total dissolvido.

A fração particulada foi seca em estufa (60 °C) até peso constante com sua massa final determinada por gravimetria. A partir de sub-amostras (0,1 g) foram realizadas as extrações das substâncias húmicas do material particulado.

As extrações foram realizadas através da adição de hidróxido de sódio (0,5 M) e agitadas durante 24 horas. O material solúvel em álcali foi retirado através da centrifugação e a seguir armazenado em frasco de polietileno. O procedimento foi repetido até que o extractante não se apresentasse mais colorido.

Após a extração, os ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) foram fracionados com base nas propriedades hidrofóbicas destas substâncias em meio ácido (HCl, pH 2). O material a seguir foi centrifugado para a separação do AH precipitado e AF sobrenadante. Os AH foram redissolvidos novamente em NaOH e o pH ajustado a 8, e o AF teve seu pH ajustado a 5. As quantificações destes compostos foram realizadas por colorimetria (450 nm). As leituras foram comparadas com curvas padrão previamente determinadas com AH (pH = 8) e AF (pH = 5) extraídos após 120 dias de decomposição de cada planta. Foram realizadas uma curva padrão para cada tipo de ácido para cada planta. Os teores de humina não foram determinados.

Para as determinações dos compostos húmicos dissolvidos, alíquotas de 200 ml dos frascos utilizados para a determinação do carbono orgânico consumido (COC) tiveram seu pH ajustados para 8 e em seguida foram centrifugadas (45 minutos, 978 g) para a eliminação da humina. A seguir, os valores de pH do sobrenadante foram ajustados para 2 e a solução foi centrifugada novamente. Após a centrifugação ocorreu o surgimento das frações de fulvato (sobrenadante) e humato de sódio (centrifugado). Na seqüência, ajustou-se o pH do fulvato em 5 e do humato em 8. As concentrações dos AH e AF foram determinadas em espectrofotômetro a 450 nm e, a seguir, foram determinados seus valores de carbono por combustão através de infravermelho (TOC-5000A, Shimadzu). Através de curvas padrões de AH e AF previamente elaboradas (com a MOD de *E. azurea* e *E. najas*), calcularam-se os valores dos compostos húmicos em base de carbono em gramas.

3.4 Produção de Gases no Processo de Decomposição

Gases Totais (Método manométrico)

Para a quantificação das atividades microbianas, através das emissões de gases, foram montadas 6 câmaras de decomposição (3 por espécie, um branco por espécie). Em cada câmara adicionaram-se 5 g L⁻¹ (PS) de fragmento de cada espécie e 1 litro de água da Lagoa do Óleo, previamente filtrada em lã de vidro. Acoplaram-se a estas câmaras manômetros de baixa pressão. As liberações dos gases fizeram com que a pressão deslocasse a coluna d'água do manômetro, quantificando os volumes totais de gases emitidos. Após o registro (diário) das taxas de formação (ou assimilação) de gases, os conteúdos de gases nos frascos foram expurgados, portanto, não foram permitidas as pressurizações. Também, montou-se uma câmara contendo somente água da lagoa para a determinação do "branco". Os frascos foram mantidos sob temperatura controlada, em incubadora climatizada a 20 °C. Os volumes de gases emitidos foram determinados diariamente durante 4 meses.

Para os cálculos das taxas (formação/assimilação), os resultados de cada câmara foram subtraídos dos valores provenientes do "branco" (frascos com apenas água da lagoa). Em seguida, estimaram-se os valores médios das taxas diárias. Os valores médios das taxas diárias foram integrados e calcularam-se os volumes de gases produzidos e consumidos.

Ao final do experimento, com base nos resultados dos modelos cinéticos empregados (item 3.6) realizaram-se os balanços de massa e foram correlacionados aos volumes de gases com as concentrações de carbono mineralizado. $\text{Volume (ml)} = 0,1276 \times \text{Carbono liberado na forma de gases (mg)}$.

Foram montadas ainda, incubações para a verificação de aspectos metabólicos (identificação dos gêneros de bactérias anaeróbias) e de garantia de anaerobiose. Foram montados frascos, contendo 8 g L⁻¹ (PS) de *E. azurea* (raízes, folhas, caules emersos e caules submersos) da Lagoa do Óleo. Foram também montadas câmaras contendo somente amostra de água da lagoa (branco). Todas as câmaras foram incubadas a 20 °C (duração de 110

dias). As amostras de água foram previamente filtradas em lã de vidro, em seguida, as alíquotas foram adicionadas na câmara (1000 ml) nas quais borbulhou-se nitrogênio durante 2 horas para a obtenção de ambiente anaeróbio a partir do início das incubações.

Com o auxílio do Laboratório de Processos Biológicos do Depto. de Hidráulica e Saneamento – EESC/USP foi possível avaliar, para cada tipo de amostra, (raiz, folha, caule emerso e caule submerso), as comunidades microbianas, através da microscopia óptica de contraste de fase e de fluorescência (aumento de 1250 vezes) e com o uso de sistema de captura de imagens digital (programa: Image-Pro Plus, versão 4.1).

3.5 Método Cromatográfico

As concentrações de CO₂ e CH₄ foram quantificadas da resultante da decomposição microbiana. Foram montadas câmaras nas temperaturas de 18,2; 21,4; 24,8 e 26,8 (*E. azurea*) e 17,7; 20,3; 22,4 e 27 °C (*E. najas*). Para cada temperatura foram montadas 3 câmaras, contendo 8 g L⁻¹ (PS) de fragmentos de plantas e amostras de água da lagoa e 1 câmara contendo apenas água da lagoa (branco). Os gases produzidos foram armazenados nos próprios frascos (“headspaces” de 100 ml) nos quais se realizaram as coletas dos gases. Durante 120 dias, diariamente, foram realizadas, por cromatografia, as determinações de CO₂ e CH₄ (cromatógrafo CG, modelo 370 com detector de condutividade térmica, coluna Porapak N, gás de arraste H₂ com fluxo de 20 ml min⁻¹). Os gases emitidos foram retirados através de septos, por seringa de 1 ml e em seguida, injetados no cromatógrafo. Após as determinações, as pressões internas dos frascos foram equilibradas com a atmosférica, através de injeções de nitrogênio gasoso (≈ 20 min.). Através destes procedimentos, a anaerobiose foi estabelecida desde os primeiros momentos. Sem considerar o processo de injeção do nitrogênio, com base na avaliação das taxas de consumo de oxigênio da degradação de macrófitas aquáticas, estimou-se que os processos de anaerobiose ocorreriam no máximo após 30 min (BITAR & BIANCHINI Jr., 2002). Para as determinações das concentrações de CO₂ e CH₄ foram confeccionadas no início do experimento, curvas padrão para cada gás.

Em paralelo a estes frascos nos quais se avaliaram a formação de CO₂ e CH₄ mantiveram-se frascos para a determinação dos parâmetros físicos e químicos, que serviram para dar suporte a este experimento. Para tanto, os frascos foram montados contendo, por espécie, fragmentos vegetais e água na proporção de 3,2 g L⁻¹(PS), nos quais determinaram-se as concentrações de oxigênio dissolvido, para o controle da condição anaeróbia dos frascos e os potenciais de oxido redução. O potencial redox foi determinado potenciométricamente com o eletrodo de referência (hidrogênio) e o eletrodo inerte de platina.

3.6 Equações (Modelo Cinético)

Considerando as câmaras de decomposição como sistemas fechados (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI Jr., 2002), as determinações de carbono orgânico consumido para o primeiro experimento foram estimados por diferença (Equação 2):

$$COT = COP + COD + COC \dots \dots \dots (Eq. 2)$$

onde:

COT = carbono orgânico total, adicionado nos frascos no início do experimento;

COP = carbono orgânico particulado remanescente;

COD = carbono orgânico dissolvido;

COC = carbono orgânico consumido;

Para as descrições das cinéticas dos processos admitiu-se que os detritos apresentaram composições químicas heterogêneas (BIANCHINI Jr., 1997; CUNHA & BIANCHINI Jr., 2000). Assim, supôs-se que os processos de mineralização ocorreram através de 3 rotas (Figura 3). Na primeira rota (IN_1), as oxidações desenvolveram-se em paralelo com a dissolução das frações solúveis. A segunda rota de mineralização (IN_2) coube às oxidações dos compostos orgânicos dissolvidos (COD). A terceira rota (IN_3) referiu-se às oxidações dos compostos orgânicos particulados refratários (COPR). Para representar estes eventos foram utilizadas as seguintes equações (BIANCHINI Jr., 1997):

$$IN_1 = COPLS \frac{k_1}{k_T} (1 - e^{-k_T t}) \dots \dots \dots (Eq.3)$$

onde:

IN_1 = 1ª rota de mineralização;

COPLS = Carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel;

k_T = Coeficiente global de decaimento da COPLS;

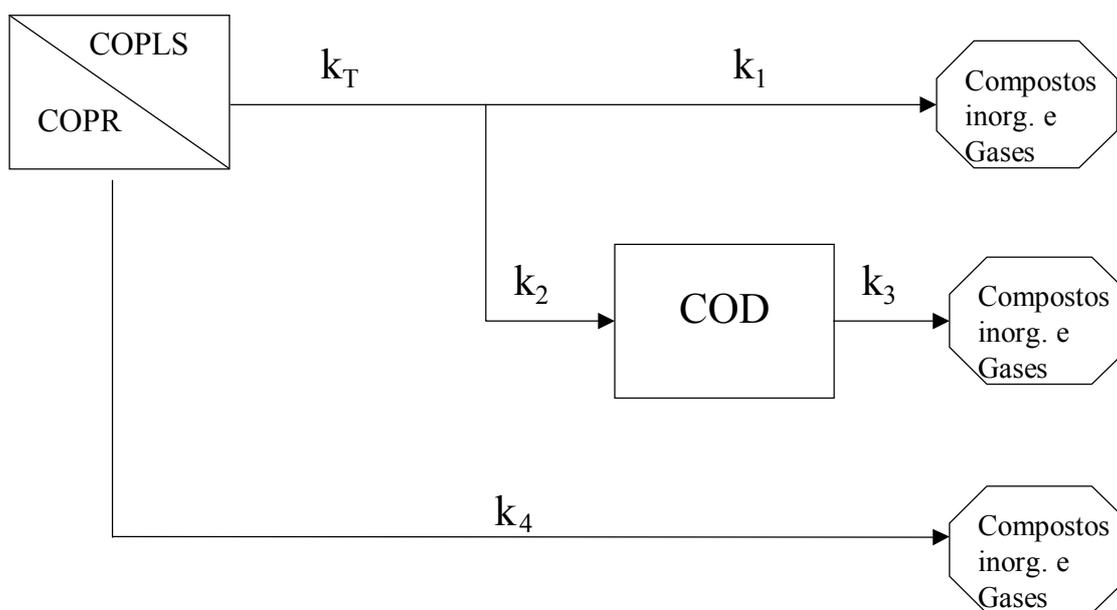


FIGURA 3 - Modelo proposto para a mineralização anaeróbica de *E. azurea*; onde MOPLS = matéria orgânica particulada lábil; MOPR = matéria orgânica particulada refratária; MOD = matéria orgânica dissolvida; k_T = coeficiente global de decaimento da MOPLS ($k_1 + k_2$); k_1 = coeficiente de mineralização da MOPLS; k_2 = coeficiente de lixiviação; k_3 = coeficiente de mineralização da MOD; k_4 = coeficiente de decaimento (mineralização) do MOPR.

COPL = Carbono orgânico particulado lábil = (COPLS x k_1/k_T).

k_1 = Coeficiente de mineralização da COPL;

e = base logarítmica;

t = Tempo (dia).

$$IN_2 = COPLS \frac{k_2}{k_T} \left(1 + \frac{1}{k_T - k_3} \left(k_3 e^{-k_T t} - k_T e^{-k_3 t} \right) \right) \dots \dots \dots (\text{Eq.4})$$

onde:

IN_2 = 2ª rota de mineralização;

k_2 = Coeficiente de dissolução;

k_3 = Coeficiente de mineralização do COD;

$COD_{Máx.} = IN_2 = COPLS \times k_2/k_T$.

$$IN_3 = COPR \left(1 - e^{-k_4 t} \right) \dots \dots \dots (\text{Eq.5})$$

onde:

IN_3 = 3ª rota de mineralização;

COPR = Teor de carbono orgânico particulado refratário;

k_4 = Coeficiente de mineralização do COPR.

A partir das variações temporais dos detritos particulados, determinaram-se os valores de: COPLS, COPR, k_T e k_4 . Através das variações temporais das concentrações de COD, foram estimados os valores máximos de COD (IN_2) e k_3 . Por diferença ($COPLS - COD_{Máx.}$), os valores de IN_1 foram estimados. Os coeficientes k_1 e k_2 foram determinados, a partir das estimativas dos valores de IN_1 e IN_2 . Os ajustes foram realizados, utilizando-se regressões não lineares (algoritmo iterativo Levenberg-Marquardt), Press *et al.* (1993). Na Equação 5, os processos globais de mineralização foram estimados.

$$COC = \sum_{i=1}^3 IN_i \dots \dots \dots (\text{Eq.6})$$

onde:

COC = Carbono orgânico consumido ($IN_1 + IN_2 + IN_3$);

Tendo em vista discutir, em particular, a formação de metano, utilizou-se um segundo modelo, no qual só a sua formação foi considerada. Diferente do primeiro conjunto de equações (3 a 6), este modelo admite que a quantidade de microorganismos altera-se no tempo (Equação 7). As concentrações de metano foram ajustadas ao modelo da curva logística, a partir de regressões não lineares (algoritmo iterativo Levenberg-Marquardt); Press *et al.* (1993).

$$CH_4 = \frac{(K_{CH_4})_{Máx.}}{1 + e^{-(a - k_m t)}} \dots\dots\dots \text{Eq.7}$$

onde:

K_{CH_4} = Quantidade máxima de formação de metano (%);

k_m = Coeficiente de formação de CH_4 (dia^{-1});

a = Constante de integração.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Método Manométrico

Através dos experimentos nos quais foram incubadas, em separado, partes de *E. azurea* para verificação dos microrganismos anaeróbios foi possível observar dois grupos (Anexo 1 e 2). Um grupo apresentou morfologia celular semelhante às sarcinas do gênero *metanosarcina* (Anexo 1A e 1B), e foi encontrado nos substratos: caules emersos e caules submersos. O outro grupo foi constituído, basicamente, por bacilos curvos e delgados, encontrados predominantemente nos frascos com raízes e folhas.

As metanosarcinas são exclusivamente anaeróbias; nas amostras de caules emersos e caules submersos houve uma predominância destas (Anexos 2A e 2B) possivelmente relacionados à presença de acetato, uma vez que utilizam-se principalmente tal substrato para produzir o gás metano.

Os bacilos foram predominantes nos frascos com amostras de raízes, folhas e, em menor quantidade, nas de caules submersos. Nos frascos com folhas não foram detectados metano durante todo o período experimental. O exame microscópico não mostrou a presença de arqueas metanogênicas e apenas alguns bacilos (Anexo 2E e 2F). Estes resultados sugerem que as folhas além de difícil decomposição (lignina e celulose), talvez a etapa limitante seja a hidrólise, onde o material particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. Tal processo pode ser limitante para o processo de digestão anaeróbia. A presença das arqueas nos frascos indicou que a anaerobiose nos frascos foi mantida.

Estes resultados indicam que de modo geral:

- 1) A proporção de 8 g (peso seco) de fragmento de planta foi suficiente para a determinação de bactérias anaeróbias.
- 2) Através da microscopia pode-se determinar pelo menos dois grandes grupos de microrganismos: as metanosarcinas (estritamente anaeróbias) e os bacilos.

Os valores médios das taxas formação/assimilação de gases na decomposição de *Eichhornia azurea* obtidos são apresentados na Figura 4A. As integrações das taxas médias de formação e consumo de gases encontram-se apresentados na Figura 4B e 4C. Na Figura 4D apresenta-se a relação dos gases em base de carbono produzidos e os de gases totais (consumidos + emitidos).

Nos primeiros 20 dias observaram-se as ocorrências de taxas negativas e nulas de formação de gases. Provavelmente tais eventos estiveram relacionados com a assimilação e uso dos gases formados. Segundo CAMPOS Jr. & BIANCHINI Jr. (1998) e CUNHA & BIANCHINI Jr. (1999) tais assimilações estão relacionadas com a produção de biomassa de microrganismos. É possível, supor, que nesta fase tenha havido a formação do bicarbonato que poderia contribuir, também, para a ocorrência das “taxas negativas” e/ou nulas. As variações das taxas a partir do 20^o dia se alternaram entre nulas e positivas, neste caso se supõe que houve o predomínio da respiração, frente aos processos de consumo (Figura 4A). A partir do 60^o dia predominou o processo de formação dos gases. Ao final dos 120 dias registraram-se as formações de 350,49 mg C (Figura 4B) e as assimilações de 295,59 mg C de gases (Figura 4C).

Em relação aos processos de formação e assimilação observaram-se pequenas diferenças entre as réplicas. Apesar de terem sido montadas a partir da mesma coleta de campo, é provável que tenha ocorrido a variação de microrganismos em cada réplica. A partir do 60^o dia (Figura 4B), quando houve o início do predomínio dos processos de formação dos gases as diferenças entre as taxas de cada frasco (réplicas) foram baixas.

Em estudos da emissão de gases em ambientes anaeróbios BALLESTER (1994) e BALLESTER & SANTOS (2001), determinaram que os principais gases formados nestas condições são: CO₂ (origem: desnitrificação e redução do sulfato); metano (origem: formado pela metanogênese); N₂ (origem: desnitrificação). Estes mesmos autores, determinaram, que as taxas máximas de formação de gases foram observadas entre o 80^o e 90^o dias com formação de CO₂ e CH₄ e que no geral, houve o predomínio da liberação de gases em relação ao consumido.

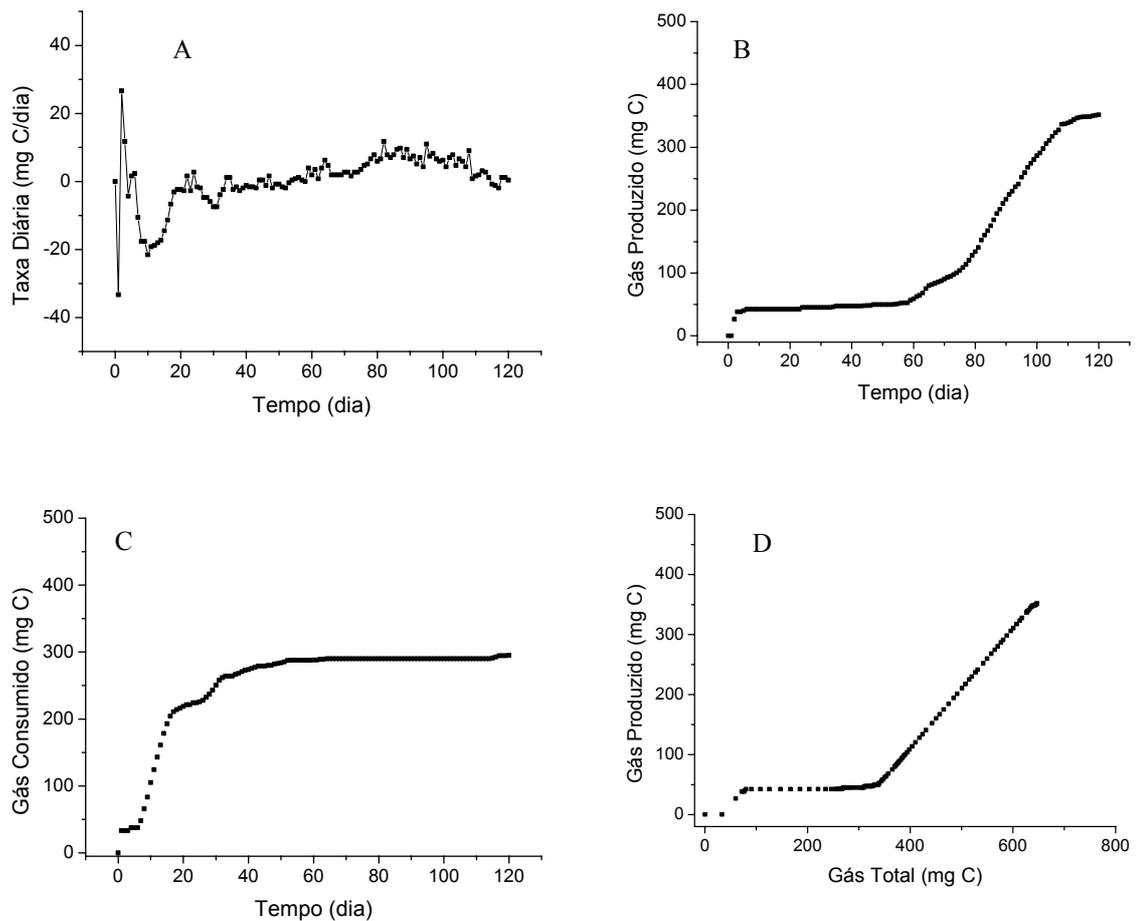


FIGURA 4 - Variação temporal das taxas de formação/assimilação dos gases durante a mineralização anaeróbia de *E. azurea* a 20 °C (A). Valores acumulados de gases formados (B) e consumidos (C). Relação entre os valores acumulados de gases totais (consumidos + emitidos) e gases emitidos (D).

As quantidades dos gases produzidos e consumidos mostraram-se semelhantes (Figura 4B e 4C). A relação entre os valores dos gases formados (Figura 4D) e dos gases totais (gases produzidos + gases consumidos) apresentaram $r^2 = 0,92$, a quantidade do gás produzido foi 38 % dos gases totais.

No geral, houve uma elevada assimilação dos gases no início do experimento devido provavelmente, ao elevado crescimento bacteriano (respiração no início) ocorrido nesta fase. A seguir observou-se uma maior formação de gases, quando talvez, tenha cessado o crescimento bacteriano devido a competição e/ou sucessão de populações bacterianas. Uma vez que no final do experimento, somente as bactérias exclusivamente anaeróbias prevalecem neste ambiente, as bactérias metanogênicas devem ter sido as representantes nesta fase final do experimento.

As taxas diárias de gases produzidos pela *Egeria najas* e suas integrações encontram-se nas Figuras 5A, 5B e 5C. Na Figura 5D é apresentada a relação entre as quantidades de gases produzidos e os de gases totais (consumido + emitidos).

Nos estágios iniciais do experimento (aproximadamente até o 45^o dia), observou-se, freqüentemente, a ocorrência de taxas nulas e negativas, que deveram-se provavelmente ao predomínio da formação de carbonatos e de massa microbiana (Figura 5A). A partir do 45^o dia iniciou-se o predomínio do processo de formação dos gases. Ao final do 120^o dia registrou-se a formação de 1603,63 mg C (Figura 5B) e a assimilação de 23,73 mg C de gases (Figura 5C).

Deve-se ressaltar que neste experimento observaram-se diferenças nos processos de formação e assimilação, em relação ao verificado na degradação de *E. azurea*. As quantidades de gases produzidos foram superiores as de gases consumidos, diferente do ocorrido na decomposição da macrófita aquática *E. azurea*.

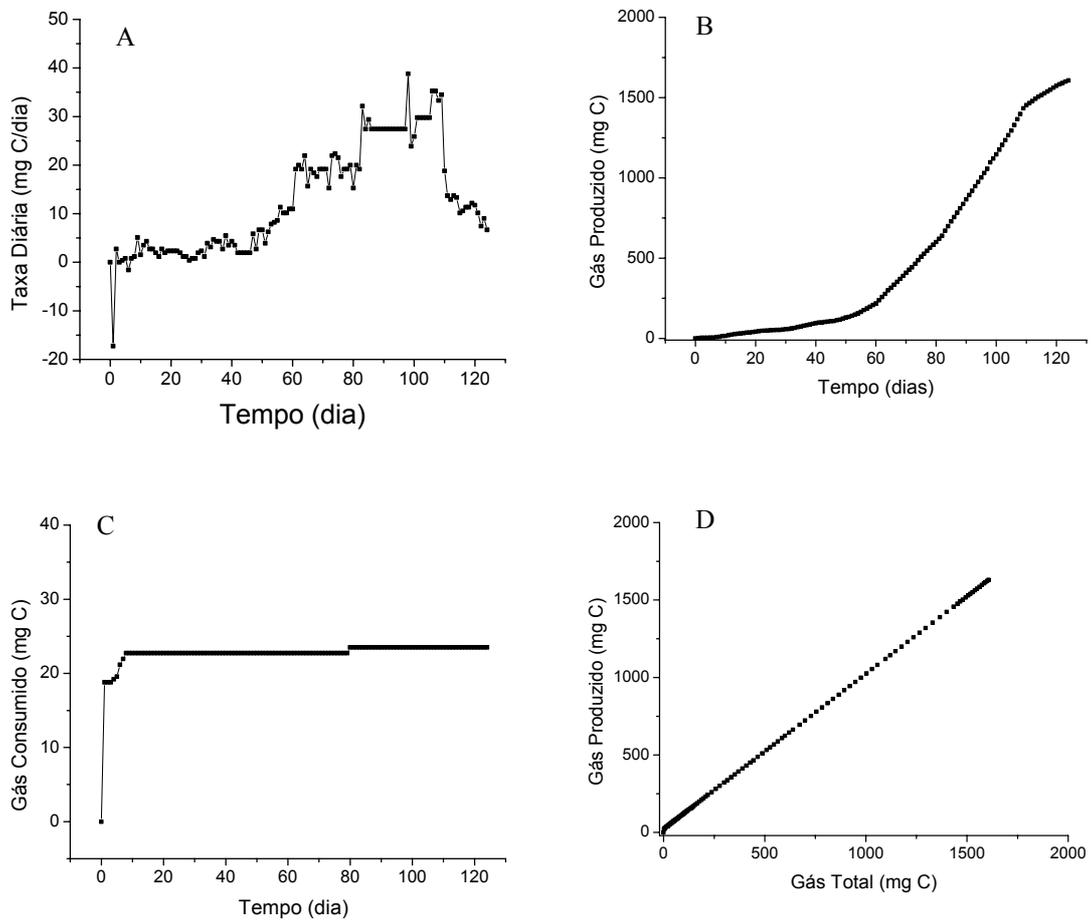


FIGURA 5 - Variação temporal das taxas de formação/assimilação dos gases durante a mineralização anaeróbia de *E. najas* a 20 °C (A). Valores acumulados de gases formados (B) e consumidos (C). Relação entre os valores acumulados de gases totais (consumidos + emitidos) e gases emitidos (D)

A relação entre os valores dos gases formados (Figura 5B) e dos gases totais (gases produzidos + gases consumidos) indicou que, 98% do gás produzido foi liberado. O processo de consumo foi limitado a partir da ocorrência de saturação das amostras de água em CO₂ e em carbono inorgânico.

No início da degradação das duas macrófitas as taxas diárias de gases apresentaram intensas oscilações. Para o experimento realizado com *E. azurea* houve um decréscimo das taxas entre o 3^o e 15^o dia, sugerindo uma provável adaptação dos microrganismos, quando a assimilação predominou sob mineralização (valores negativos das taxas). Para a degradação dos detritos das duas macrófitas, pode-se observar aumentos nas taxas de formações de gases a partir do 60^o (*E. azurea*) e 45^o (*E. najas*) dia, quando prevaleceu a mineralização (maior produção de gases). A partir do 100^o dia aproximadamente, houve uma tendência à diminuição das taxas de mineralização, quando os consumos de gases se tornaram equivalentes ou excederam as taxas de formação.

Segundo ZEHNDER (1978), alguns microrganismos utilizam grande variedade de substratos e outros utilizam apenas certos tipos, portanto, são mais seletivos, os tipos de metabolismo podem ter variações de acordo com a espécie envolvida. Com base nos resultados obtidos, se supõe que grande parte dos gases liberados esteja relacionada com a degradação de compostos lábeis. Por outro lado, as degradações das fibras e de compostos solúveis refratários provavelmente tenham gerado baixas taxas de formação.

Em trabalho realizado por CUNHA & BIANCHINI Jr. (1999), no qual se descreveu a degradação anaeróbia e a produção de gases de duas macrófitas aquáticas (*C. piauensis* e *S. cubensis*), observou-se que a produção de gases foi maior para a decomposição *C. piauensis* em até 5 vezes quando comparado com a *S. cubensis*. Este fato foi atribuído à menor refratibilidade da *C. piauensis*.

Quando comparados à produção e o consumo de gases de *E. azurea* e *E. najas*, pode-se observar que para a *E. azurea* a produção de gases foi menor e o consumo maior. A diferença de comportamento entre a produção de gases e o consumo na decomposição dos dois tipos de detritos se deve, provavelmente, à composição estrutural das plantas (teores de celulose e

compostos de carbono facilmente oxidável). Uma simples comparação destes recursos permite verificar que a *E. azurea* apresenta uma estrutura mais fibrosa (refratária) que não favorece os processos degradativos. Provavelmente a maior liberação de gases observada na degradação de *E. najas* (da ordem de 5 vezes maior) indique uma menor refratabilidade dos tecidos desta planta comparado com os de *E. azurea*. Portanto, é provável que a degradação de compostos lábeis e solúveis tenha influenciado a produção de gases. Nesse contexto, as variações qualitativas dos recursos provavelmente influenciaram a comunidade de microrganismos decompositores.

4.2 Variáveis físicas e químicas

4.2.1 Incubações com *E. azurea*

As relações entre a matéria orgânica dissolvida e o carbono orgânico dissolvido e entre matéria orgânica particulada e o carbono orgânico particulado durante os processos de mineralização anaeróbia das temperaturas de 18,2; 21,4; 24,8 e 26,8 °C de *Eichhornia azurea* estão apresentados nas Figuras 6 e 7, respectivamente. Com base nestes resultados notou-se que os teores de carbono da matéria orgânica foram próximos, variaram entre 27 e 32 % para a MOD e 42 e 43 % para MOP. Para a descrição da cinética em base de carbono (item 4.3) foram adotados para cada temperatura os valores médios.

Na Figura 8 apresentam-se as variações temporais das formas de carbono dissolvido (CT, COD e CI): as concentrações de COD foram mais elevadas na temperatura de 26,8 °C e nesta condição as concentrações do carbono orgânico total apresentaram uma expressiva queda, de 500 mg/l a 120 mg/l aproximadamente. As concentrações de carbono inorgânico mostraram-se baixas, representando as menores frações do carbono total dissolvido. Em todos os casos, no início do processo de decomposição as concentrações de COD foram elevadas devido a lixiviação e em seguida, quando predominaram as estruturas resistentes dos recursos (lignina, celulose, substâncias húmicas), os teores de COD tenderam a decrescer. Observou-se que os decaimentos das concentrações de COD não foram sensíveis à temperatura. É possível que o efeito da temperatura tenha sido minimizado pelo processo de formação de compostos intermediários que concorrerem para a atenuação dos decréscimos de COD.

As intensas perdas de massa das etapas iniciais dos processos estiveram relacionadas com as oxidações dos compostos lábeis e com as lixiviações das frações solúveis (BIANCHINI Jr. & TOLEDO, 1998). Após lixiviação, o que tem sido observado é uma lenta perda de massa causada pela oxidação do material refratário remanescente. BIANCHINI Jr. (1985) mostrou que o material particulado remanescente é constituído principalmente por

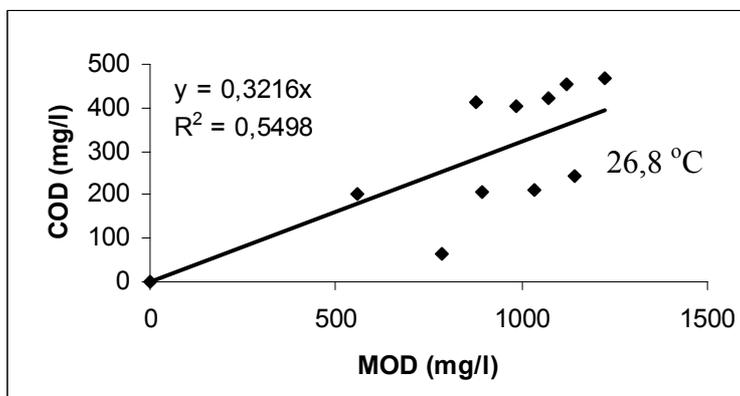
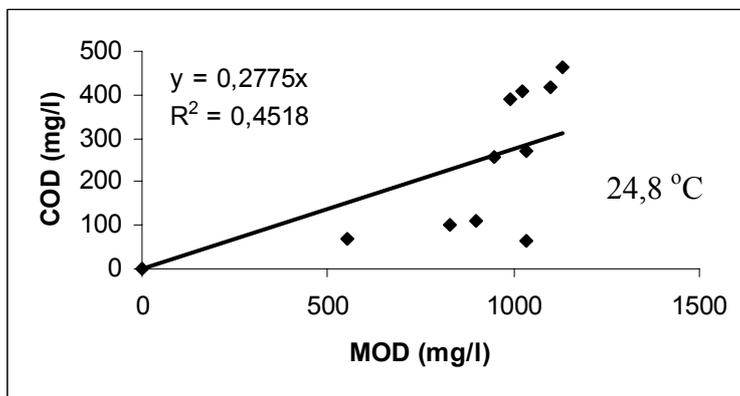
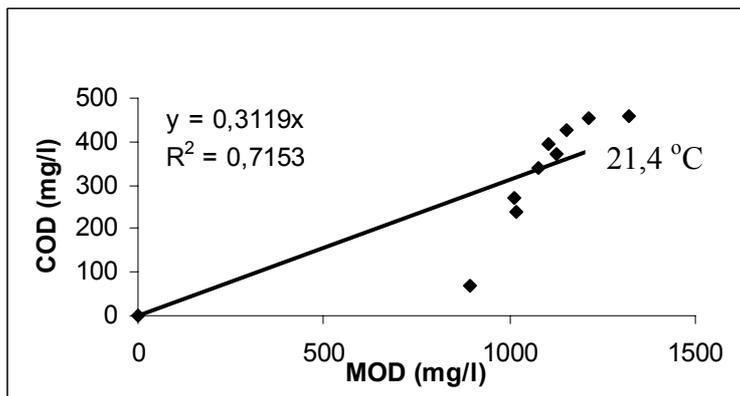
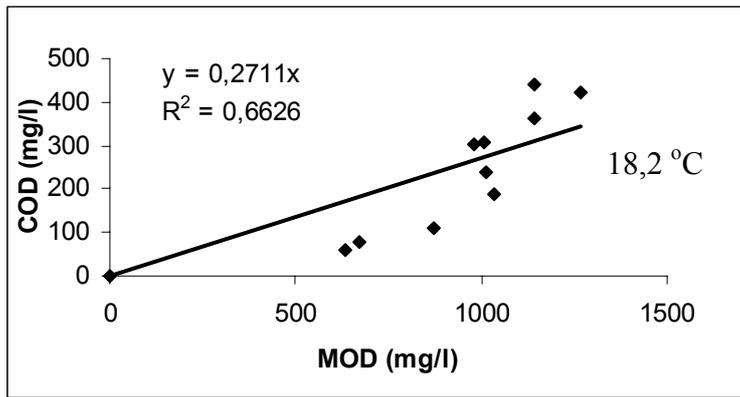


FIGURA 6 - Relação entre a MOD e o COD da decomposição de *E. azurea*.

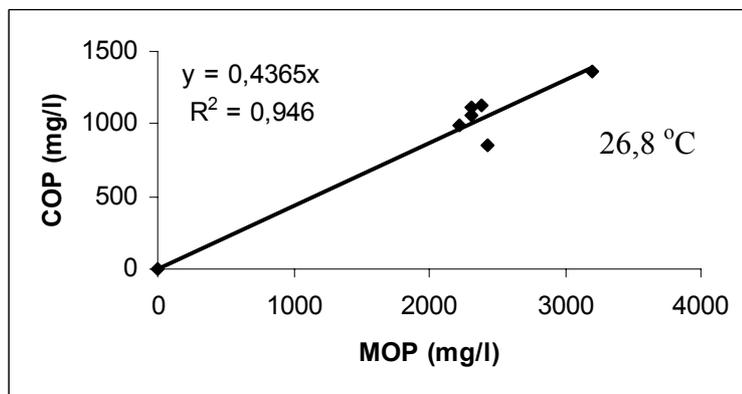
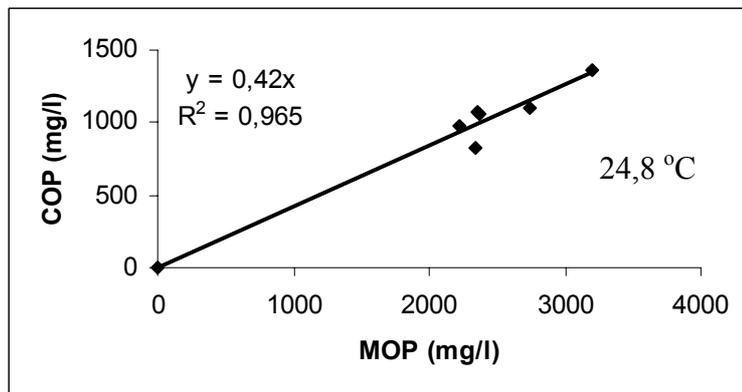
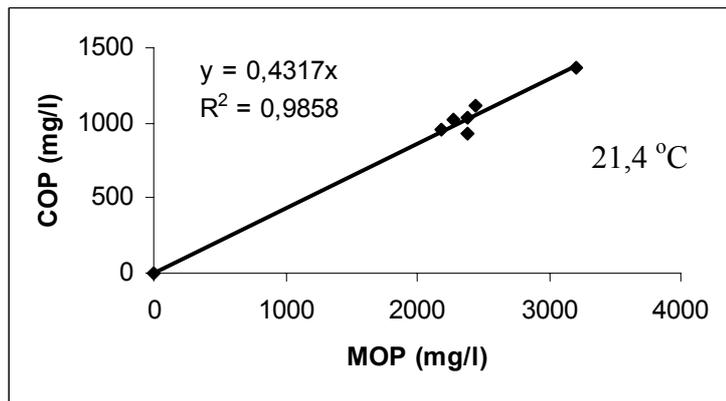
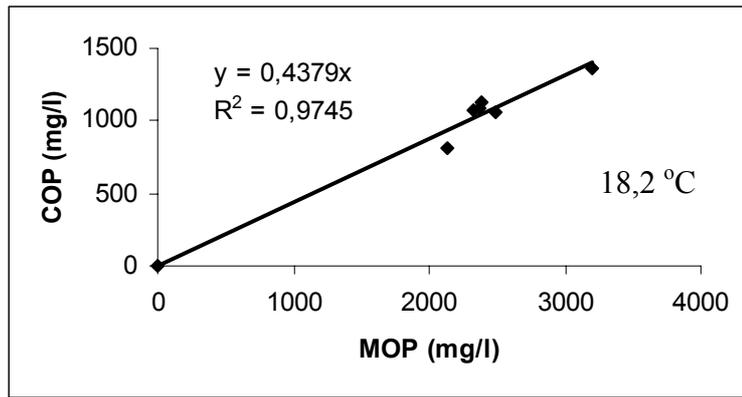


FIGURA 7 - Relação entre a MOP e o COP da decomposição de *E. azurea*.

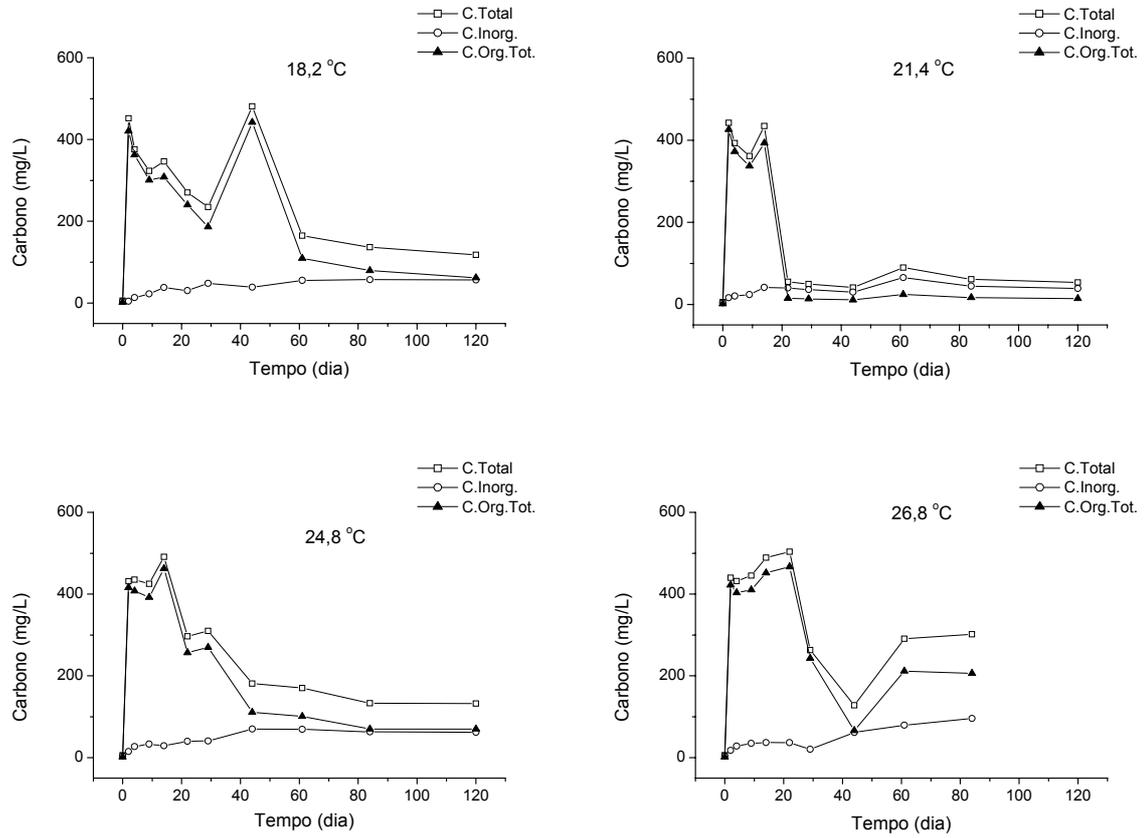


FIGURA 8 - Variação temporal do carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico total nas incubações com *E. azurea*, em diferentes temperaturas

celulose, lignina, substâncias húmicas e compostos ricos em nitrogênio orgânico, compostos de difícil degradação.

Para a MOP o processo lento de perda de massa predominou a partir do 4º dia, até o final do experimento. Parte do decaimento da MOP gerou o material lixiviado (matéria orgânica dissolvida MOD) e produziu gases (matéria orgânica consumida MOC).

Segundo estudo realizado por GRISI *et al.* (1998) sobre o efeito da temperatura (15 e 35 °C) na degradação da matéria orgânica em solos tropicais, determinou-se que nos primeiros 50 dias de incubação a 15 °C o decaimento da matéria orgânica foi relativamente acentuado. A partir deste data, o declínio da biomassa foi mais brando. No final, o declínio da biomassa para cada substrato em relação ao inicial foi de 97 % para o substrato oriundo da mata e 110 % do substrato do cerrado. Em relação à incubação a 35 °C o declínio da biomassa até 50º dia foi mais acentuado que o verificado na temperatura de 15 °C, o decaimento da biomassa foi de 41 % para a mata e 64 % para o cerrado. No decaimento da matéria orgânica de *E. azurea* observou-se no início dos experimentos uma intensa formação de carbono dissolvido, proveniente da degradação da matéria orgânica e ao final do período experimental (120 dias) a formação do carbono dissolvido apresentou-se em declínio.

Os valores do potencial redox (Eh) mantiveram-se baixos do início ao final (Figura 9), indicando, assim, a manutenção das condições anaeróbias durante o período experimental. Neste experimento foi possível observar valores de potencial redox da ordem de -300 mV, embora não se tenha obtido registros da formação de metano nesta época. Valores de potencial redox de aproximadamente -225 mV têm sido relatado na geração de CO₂ em condições anóxicas (ZEHNDER, 1990). No experimento todas as temperaturas apresentaram valores negativos de Eh verificados até o final do experimento.

Neste estudo foi possível verificar a ocorrência de valores de Eh que indicam condição para a presença de bactérias metanogênicas (-190 mV a -250 mV, aproximadamente). Há que se considerar que os valores de Eh apresentados são relativos aos procedimentos metodológicos e às condições experimentais adotadas.

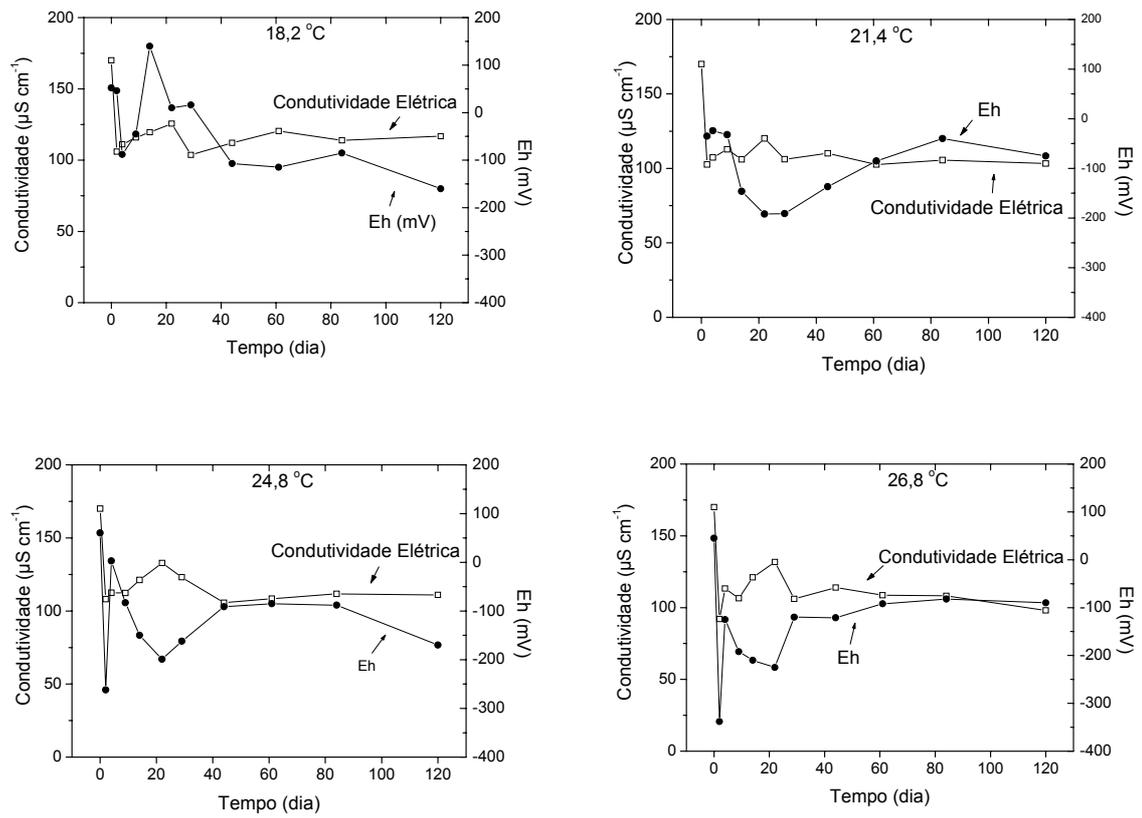


FIGURA 9 - Potencial redox e condutividade elétrica dos frascos durante a decomposição anaeróbia de *E. azurea* nas diferentes temperaturas.

Os valores de condutividade elétrica da água apresentaram uma tendência ao aumento em todas as temperaturas, do dia 2^o ao 30^o dia, aproximadamente. Este fato ocorreu provavelmente, devido aos processos rápidos de mineralização dos compostos lábeis. A condutividade elétrica após este primeiro período de degradação rápida, tenderam à estabilizar e/ou decrescerem. Nessa segunda fase, se supõe que o predomínio coube aos processos de imobilização biológica dos eletrólitos.

Na Figura 10 apresentam-se as variações de pH. Observou-se que nos primeiros dias de experimento nos quais os processos de lixiviação foram intensos, os meios tornaram-se ácidos, provavelmente, devido às atividades de decomposição, que aumentaram as concentrações dos íons H⁺, causados pela dissociação do ácido carbônico (H₂CO₃), (WETZEL, 1983).

Após os primeiros dias, o pH tendeu a apresentar incrementos, durante todo o experimento, até o final. Tais incrementos, basicamente foram creditados à formação de um sistema tampão a partir da humificação dos detritos. Apenas na temperatura a 24,8 °C o pH tendeu a diminuir.

4.2.2 Incubações com *E. najas*

Nas Figuras 11 e 12 estão descritas as relações entre a matéria orgânica dissolvida e o carbono orgânico dissolvido e entre a matéria orgânica particulada e carbono orgânico particulado da macrófita aquática *E. najas*.

Independente das temperaturas das incubações, as relações entre o carbono e matéria orgânica mostraram-se muito próximas, semelhante ao ocorrido para a *E. azurea*. Os teores de carbono da *E. najas* variaram entre 20 e 34 % para a MOD e 38 e 39 % para MOP. Destes resultados foi possível estabelecer as concentrações do COD em relação à MOD.

Em relação às formas inorgânicas, as concentrações de carbono orgânico foram, em média, 4,7 vezes maiores (Figura 13). As relações CO/CI decresceram da menor para a maior temperatura de incubação.

Basicamente, o decaimento do COT dissolvido foi determinado pela respiração dos microrganismos enquanto que o decréscimo do CI foi determinado pela biomassa. **Lixiviação**→**COT**_{dissolvido}→**respiração**→**CI**_{dissolvido}
+ CO₂→**Produção de biomassa**

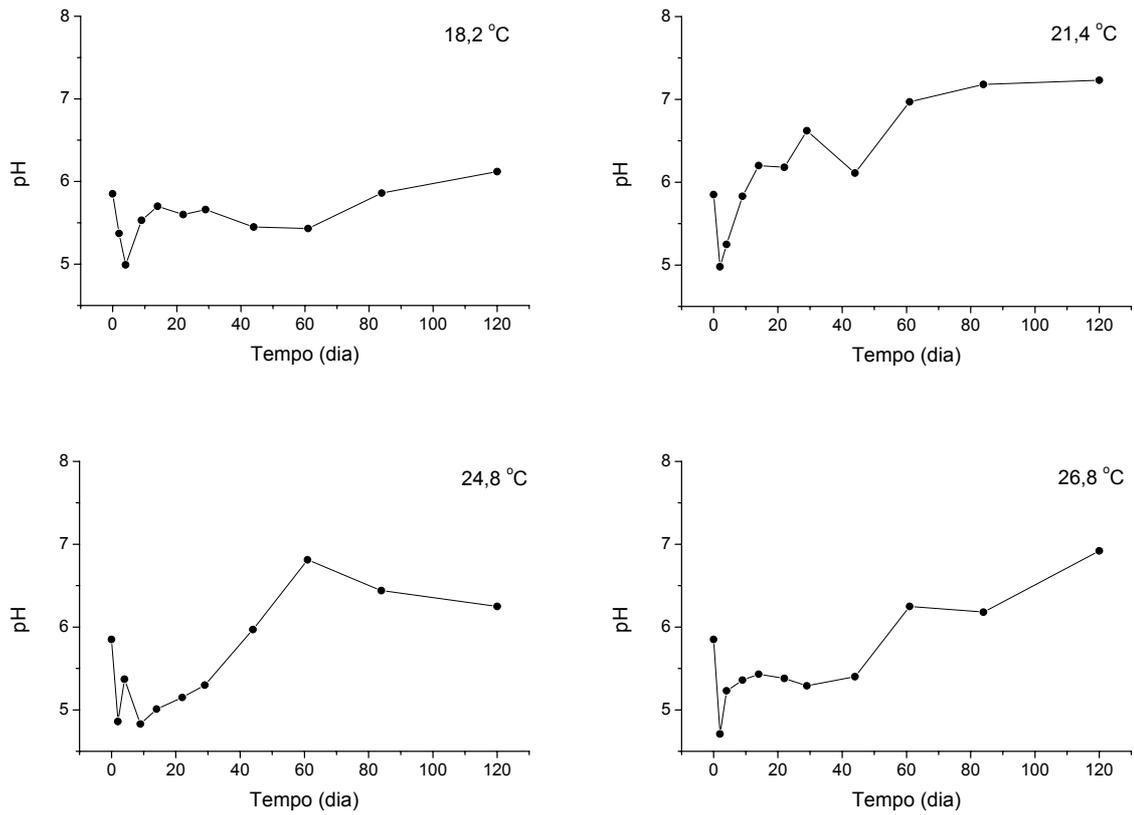


FIGURA 10 - Variação temporal do pH nas câmaras de decomposição de *E. azurea* em diferentes temperaturas.

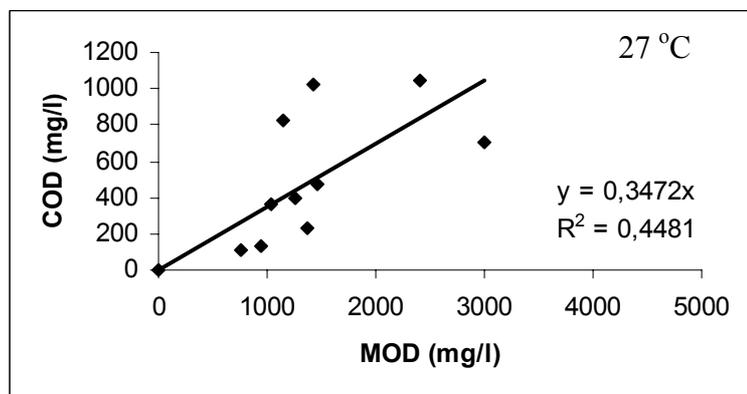
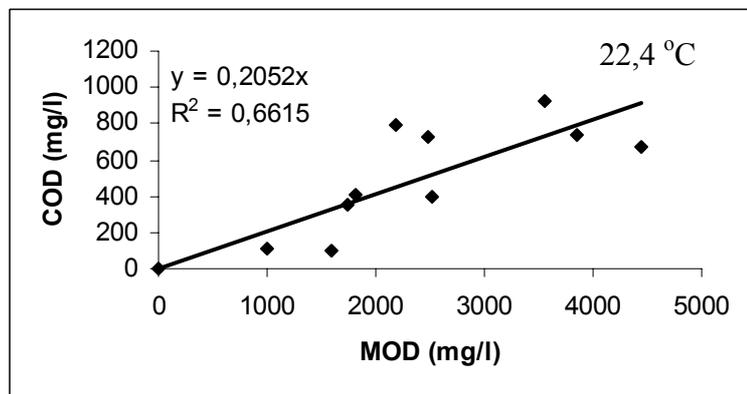
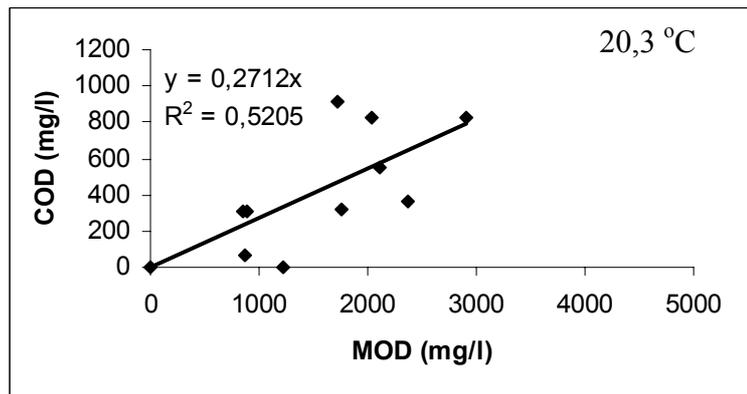
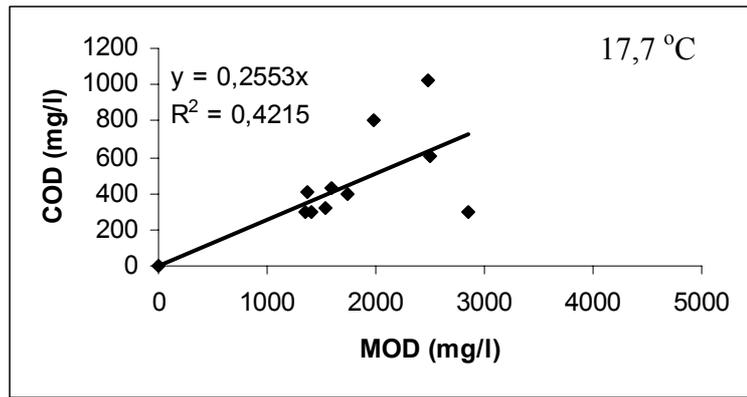


FIGURA 11 - Relação entre a MOD e o COD da decomposição de *Egeria najas*.

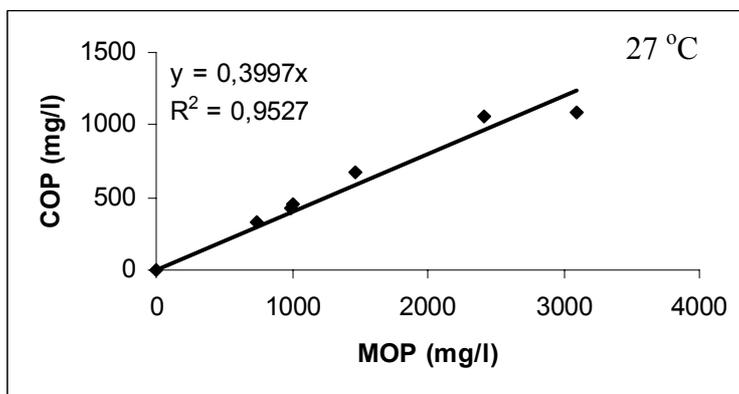
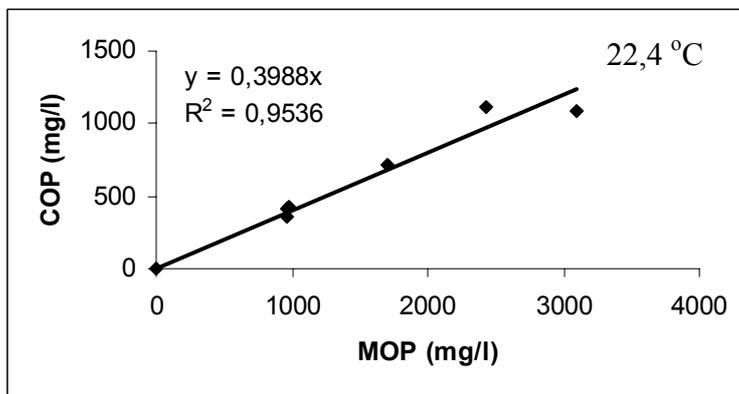
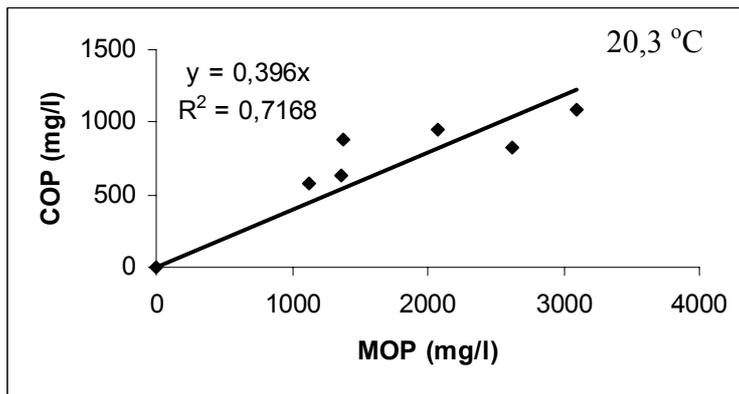
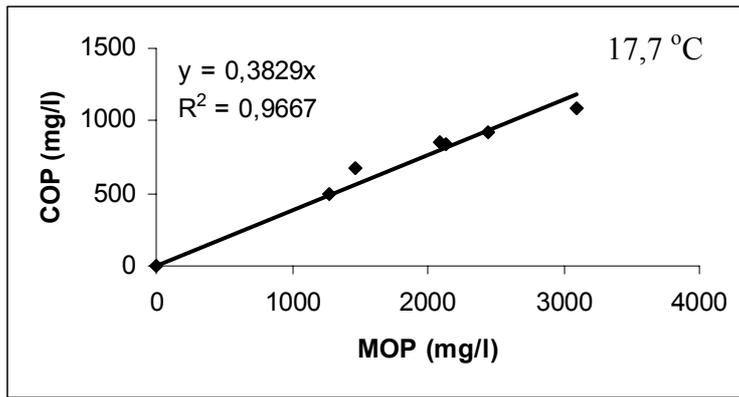


FIGURA 12 - Relação entre a MOP e o COP da decomposição de *Egeria najas*.

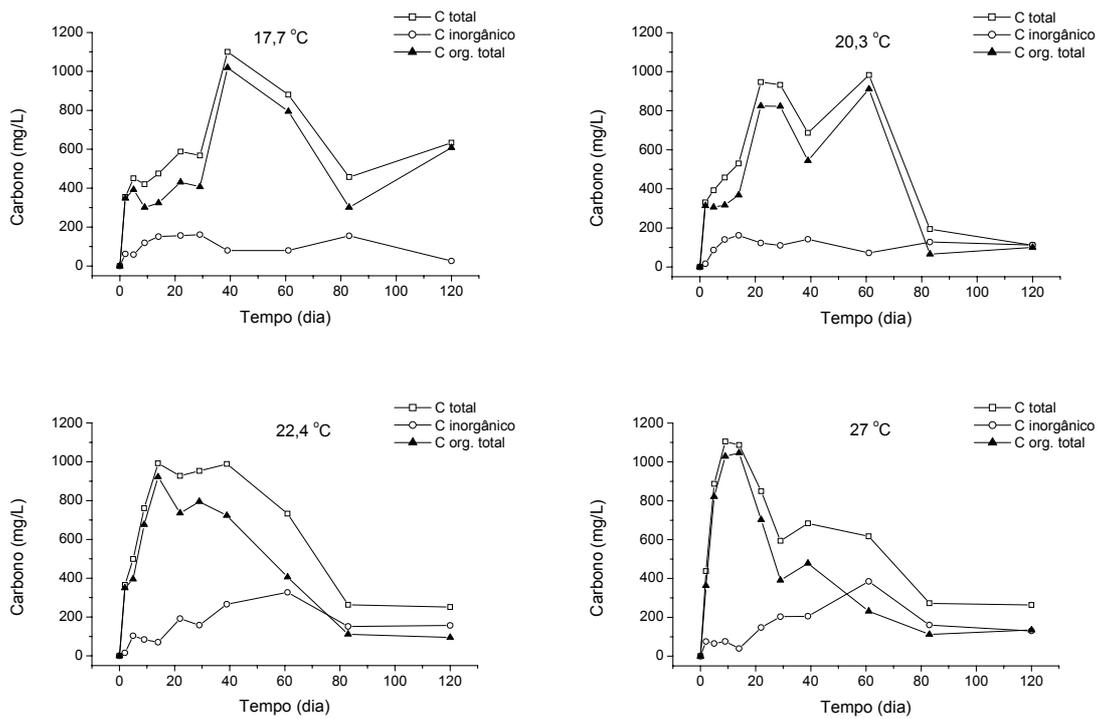


FIGURA 13 - Variação temporal do carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico total nas incubações com *Egeria najas*, em diferentes temperaturas.

Os valores do potencial redox (Eh) nos frascos (incubados nas diferentes temperatura) com *E. najas* mantiveram-se baixos durante todo o experimento (Figura 14), certificando a ocorrência e a manutenção do processo anaeróbio. Embora não se tenha obtido registros freqüentes de Eh da ordem de -300 mV citado como necessário para a formação de metano (ZEHNDER, 1990), pode-se registrar a formação deste gás. No experimento realizado, verificou-se a ocorrência de variação de Eh em valores próximos -250 mV.

Admitiu-se que os valores de condutividade elétrica da água (CE) tenham sido incrementados quando ocorreu a mineralização. Nesse contexto, houve grande aumento nos valores de CE nos 30 primeiros dias em todas as temperaturas, quando o material lábil foi sendo rapidamente degradado. A 17,7 °C os valores tenderam a aumentar até o 80º dia e a seguir tendeu a estabilizar quando ocorreu a mineralização das frações refratárias (Figura 14). Provavelmente a queda da condutividade elétrica se deveu aos processos de complexação e assimilação (imobilização biológica) dos eletrólitos.

Os valores de pH nas temperaturas mais baixas (17,7 e 20,3 °C) apresentaram pequenos aumentos nos 20 primeiros dias, devido, talvez à formação de lixiviado que dentre outros compostos pode gerar compostos com radicais hidroxilas (Figura 15). A acidificação nos meios, devido às atividades respiratórias, ocorreram principalmente nos frascos em temperaturas mais elevadas (22,4 e 27,0 °C). Provavelmente, foi gerada pelo aumento da concentração dos íons H⁺ causado pela dissociação do ácido carbônico (H₂CO₃). O tamponamento observado após as primeiras semanas (aproximadamente 4) pode ser decorrente da formação de compostos húmicos e da assimilação das formas inorgânicas.

No meio a 17,7 °C que se manteve mais ácido no início do experimento, pôde-se observar a floculação e a sedimentação do material dissolvido das câmaras nos primeiros 10 dias e sua maior transparência em relação aos outros frascos. Essa transparência, provavelmente, tenha sido resultante dos baixos valores de pH, que causariam a solubilidade dos íons metálicos, que se ligariam com a matéria orgânica através da adsorção, causando sua precipitação.

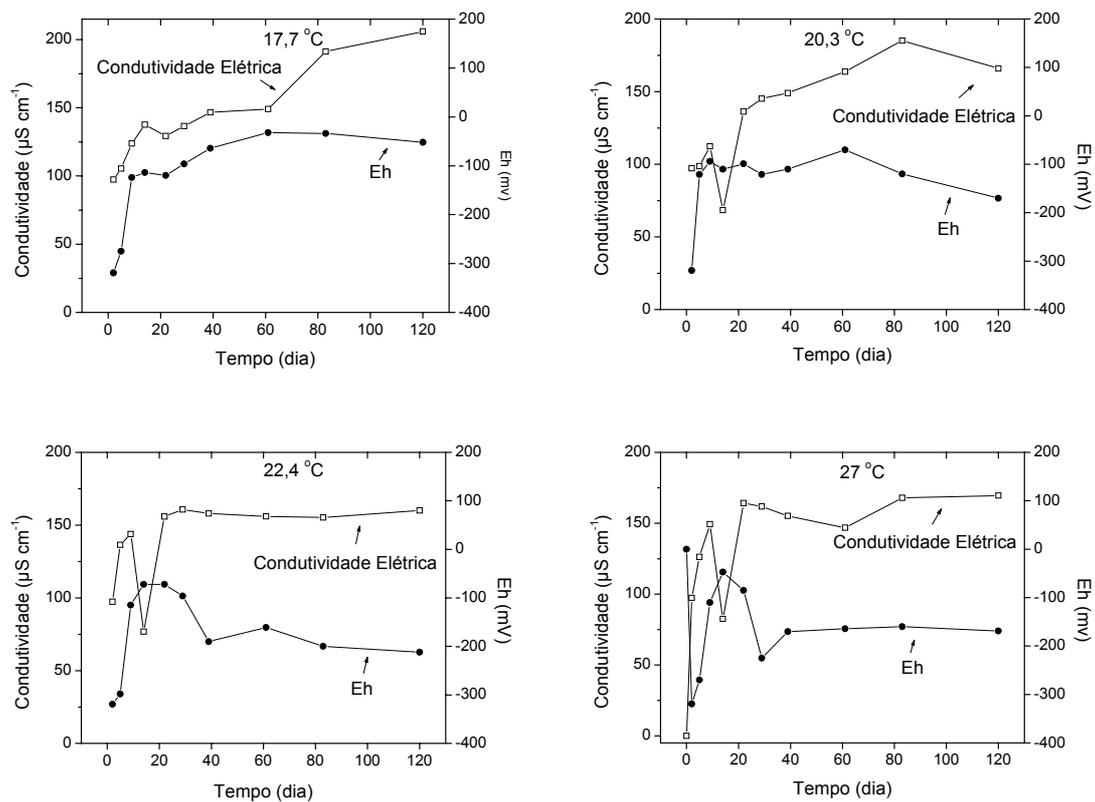


FIGURA 14 - Potencial redox e condutividade elétrica dos frasco em decomposição de *E. najas* em diferentes temperaturas.

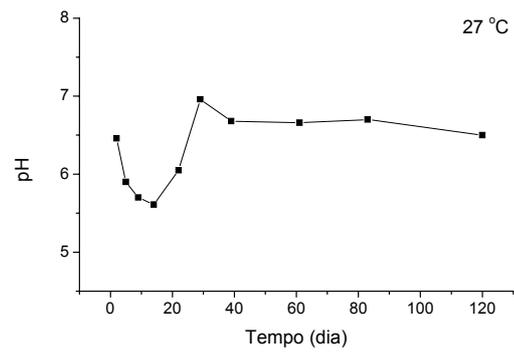
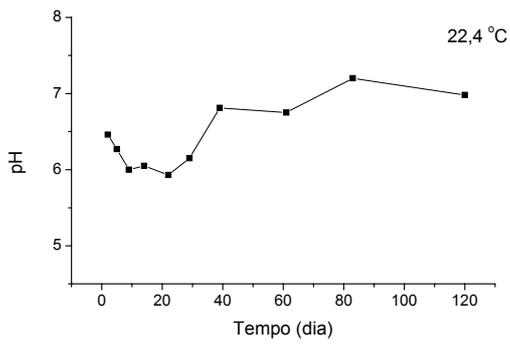
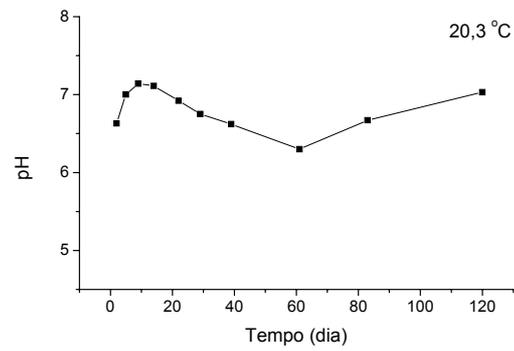
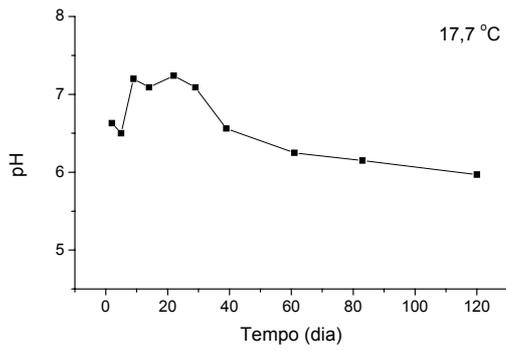


FIGURA 15 - Variação temporal do pH nas câmaras de decomposição de *Egeria najas* em diferentes temperaturas.

Em geral, o que se notou em relação ao pH, foi o predomínio dos processos de complexação (imobilização) de H^+ sob as temperaturas mais baixas. O aumento dos valores de pH, basicamente, creditou-se à formação de sistema tampão a partir da humificação dos detritos. Nas temperaturas de 22,4 e 27 °C pode-se notar uma pequena acidificação causada pelo predomínio da respiração.

A condutividade, por estar relacionada às concentrações de compostos inorgânicos dissolvidos, tendeu ao aumento em relação ao tempo, principalmente nas incubações com *E. najas*; estes aumentos podem ter sido determinados por 3 fatores: 1º) efeitos de dissolução de compostos lábeis solúveis; 2º) compostos intermediários do metabolismo dos microrganismos (acetato, ác. piruvato); 3º) mineralização dos detritos. Estes efeitos se combinados podem produzir valores elevados de condutividade durante o processo de mineralização (WELCOMME, 1979). No caso da *E. azurea* a condutividade tendeu a aumentar no início, quando parte do carbono inorgânico foi dissolvido (originado pelo material lábil) e decaiu até se manter constante até o final do experimento. Este decaimento se deve provavelmente às características dos compostos existentes nesta espécie que são compostos refratários de difícil dissolução.

O potencial redox em ambas as incubações das macrófitas aquáticas apresentaram comportamentos semelhantes, seus valores se mantendo negativos desde o início dos experimentos e tendendo a diminuir ao final destes. O Eh permitiu confirmar que os experimentos foram realizados em anaerobiose durante todo tempo e seus valores finais indicaram um ambiente ideal para a determinação de gases como o metano.

As variações de pH registradas no decorrer dos experimentos mantiveram-se dentro da faixa (6 e 7) que permite o crescimento das bactérias metanogênicas.

4.3 Parametrização do Modelo Cinético de Mineralização de *Eichhornia azurea*

Os teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio apresentaram decréscimos durante a mineralização da *E. azurea* (Tabela 1). Tais decaimentos sugerem que as perdas destes elementos foram causadas pela dissolução e utilização pelos microorganismos (transferência para biomassa, formação dos gases) e pela ausência de entrada destes elementos.

Neste experimento, a relação C/N indicou que durante o processo de mineralização nas temperaturas de 18,2; 21,4; 24,8 e 26,8 °C ocorreu o empobrecimento dos detritos em nitrogênio. Desse modo é possível que este elemento tenha se constituído em fator limitante ao crescimento bacteriano.

Comparando-se as variações temporais das relações C/N, foi possível verificar que em todos os detritos particulados os valores C/N foram intensamente incrementado ou (p. ex: processo a 18,2 °C) tenderam ao incremento (p. ex: processo a 26,8 °C). Supõe-se que tais resultados decorram do favorecimento dos processos de desnitrificação, induzidos pelas condições experimentais adotadas. Considerando as variações de C, N e H dos detritos particulados refratários de *E. azurea*, supõe-se que as perdas de massa deste material ocorreram por caminhos metabólicos similares. Levando em consideração a relação de carbono/nitrogênio, os compostos refratários dos detritos de *E. azurea* tenderam a ser empobrecidos em nitrogênio. O decaimento do hidrogênio pode estar relacionado à formação de gases, sendo que uma das rotas de formação do metano ocorre através da utilização deste elemento.

TABELA 1 - Teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio dos detritos particulados remanescentes de *E. azurea*.

| | | 18,2 °C | | | | 21,4 °C | | | | |
|-------------|---------|---------|--------|--------|-------|---------|--------|--------|--------|-------|
| Tempo (dia) | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N |
| 0 | 3,200 | 1368,0 | 41,6 | 169,5 | 32,88 | 3,200 | 1368,0 | 41,6 | 169,5 | 32,88 |
| 2 | 2,138 | 809,7 | 15,7 | 121,4 | 51,57 | 2,377 | 924,3 | 17,4 | 132,0 | 53,12 |
| 9 | 2,367 | 1083,9 | 24,2 | 135,9 | 44,78 | 2,378 | 1036,7 | 18,0 | 137,6 | 57,59 |
| 29 | 2,478 | 1063,5 | 18,2 | 146,4 | 58,43 | 2,446 | 1114,9 | 29,6 | 142,4 | 37,66 |
| 61 | 2,388 | 1131,3 | 29,6 | 137,2 | 38,21 | 2,273 | 1020,1 | 24,2 | 127,9 | 42,15 |
| 120 | 2,319 | 1066,8 | 25,1 | 132,0 | 42,50 | 2,180 | 954,2 | 15,7 | 126,7 | 60,77 |
| | | 24,8 °C | | | | 26,8 °C | | | | |
| Tempo (dia) | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N |
| 0 | 3,200 | 1368,0 | 41,6 | 169,5 | 32,88 | 3,200 | 1368,0 | 41,6 | 169,5 | 32,88 |
| 2 | 2,748 | 1094,7 | 23,0 | 157,4 | 47,59 | 2,423 | 854,5 | 17,8 | 140,2 | 48,00 |
| 9 | 2,369 | 1054,9 | 21,2 | 139,7 | 49,75 | 2,381 | 1123,2 | 22,0 | 139,4 | 51,05 |
| 29 | 2,338 | 831,1 | 18,4 | 128,5 | 45,16 | 2,304 | 1057,8 | 28,7 | 132,5 | 36,85 |
| 61 | 2,356 | 1075,2 | 21,3 | 135,9 | 50,47 | 2,312 | 1107,9 | 35,1 | 133,9 | 31,56 |
| 120 | 2,221 | 974,9 | 16,3 | 130,3 | 59,80 | 2,229 | 987,7 | 25,2 | 130,0 | 39,19 |

Nas Figuras 16 e 17 apresentam-se as cinéticas de perda de massa das frações particuladas e dissolvidas de *E. azurea*. Os parâmetros obtidos dos ajustes dos resultados ao modelo cinético proposto (Equações 3 a 6) são apresentados na Tabela 2.

Através destes ajustes pode-se quantificar os teores das diferentes frações de COP. O COPLS foi 24,91 % para temperatura de 18,2 °C, 23,93 % para a temperatura de 21,4 °C, 25,67 % para 24,8 °C e 25,43% para 26,8 °C. Os valores dos coeficientes globais de decaimento (k_T) do COPLS foram 1,5 dia⁻¹, 1,3 dia⁻¹, 0,55 dia⁻¹ e 1,5 dia⁻¹ para as temperaturas de 18,2; 21,4; 24,8 e 26,8 °C, respectivamente.

As percentagens de COPR e seus coeficientes de mineralização (k_4) foram, respectivamente, 74,62 % e 0,00011 dia⁻¹, para a temperatura de 18,2 °C; 75,81 % e 0,00091 dia⁻¹ para a temperatura de 21,4 °C; na temperatura de 24,8 °C o COPR foi 74,69 % e $k_4 = 0,00054$ dia⁻¹; na temperatura de 26,8 °C os valores de COPR e k_4 foram de 74,55 % e 0,00059 dia⁻¹, respectivamente.

Admite-se neste caso, que a lixiviação e a oxidação das frações lábeis tenham sido responsáveis pelo rápido decaimento do COPLS. As perdas de massa do material refratário apresentaram coeficientes diferentes com o aumento da temperatura. Essas diferenças podem ter induzido alterações nos coeficientes de formação dos gases (ex: tempo de início de formação do metano).

Praticamente os teores de COPLS e COPR não apresentaram variações em função da temperatura. Neste experimento, as perdas de massa do COPLS foram intensas e ocorreram de maneira rápida. Nesta etapa, o processo de lixiviação foi uma das causas das expressivas perdas de massa. O COPR apresentou pequenas perdas de massa, pois os coeficientes de mineralização (k_4) foram baixos. Neste caso, o processo de hidrólise (quebra das estruturas químicas) foi predominante e o material submetido a este processo, provavelmente se constituiu de compostos fibrosos de difícil degradação.

Em relação ao k_4 houve uma tendência do seu incremento em função da temperatura com seu máximo a 21,4 °C. Os coeficientes de decaimento das frações dissolvidas de carbono (k_3) tendeu a diminuir com o aumento da temperatura. Nesse caso, é possível que a temperatura tenha favorecido as reações químicas entre as moléculas de COD (humificação) em detrimento dos

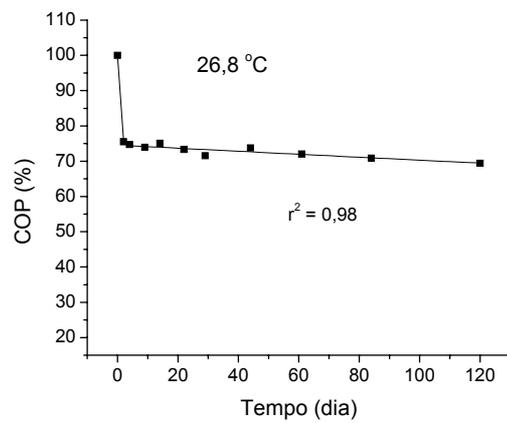
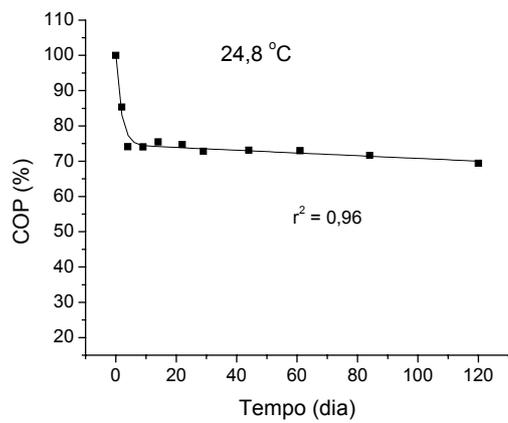
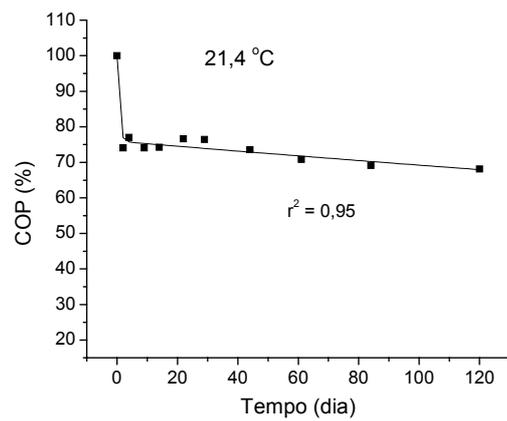
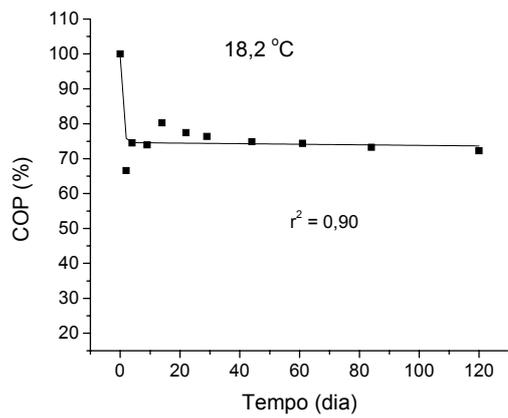


FIGURA 16 - Cinética de decaimento do COP de *E. azurea* em diferentes temperaturas.

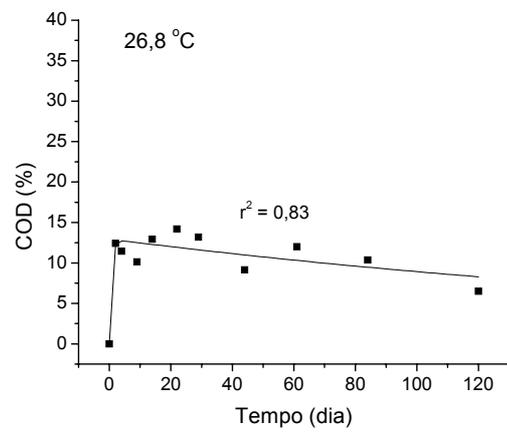
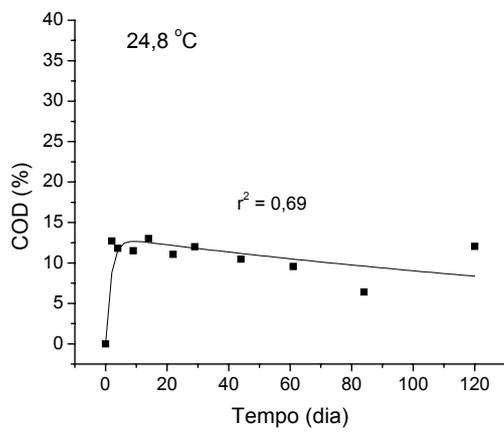
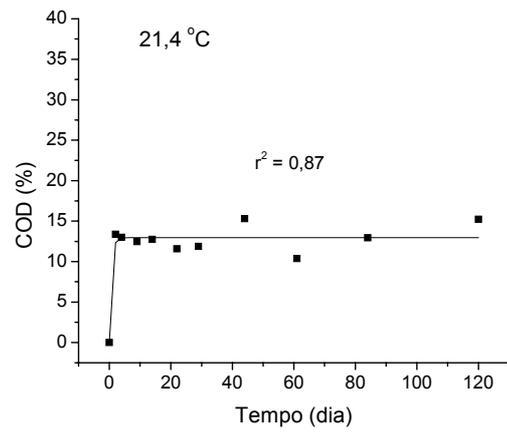
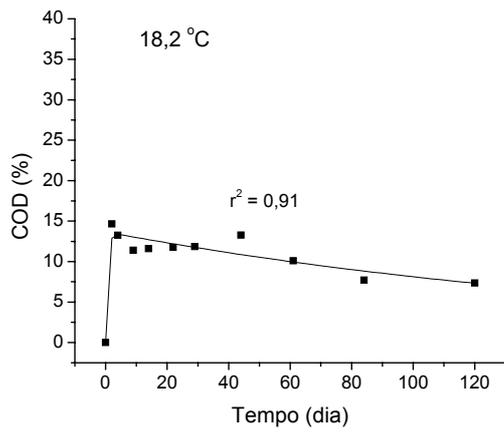


FIGURA 17 – Formação e mineralização do COD da decomposição de *E. azurea* em diferentes temperaturas.

TABELA 2 - Parâmetros do modelo cinético de mineralização anaeróbia de *E. azurea*

| Temperatura | 18,2°C | | 21,4 °C | | 24,8 °C | | 26,8 °C | |
|-------------------------------------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|
| Parâmetros | | erro | | erro | | erro | | erro |
| COPLS (%) | 24,91 | 4,56 | 23,93 | 2,15 | 25,67 | 1,93 | 25,43 | 0,95 |
| COPR (%) | 74,62 | 1,91 | 75,81 | 0,91 | 74,69 | 1,01 | 74,55 | 0,40 |
| K _T (dia ⁻¹) | 1,5 (+) | - | 1,5 (+) | - | 0,55 | 0,10 | 1,5 (+) | - |
| k ₄ (dia ⁻¹) | 0,0001 | 0,0004 | 0,0009 | 0,0002 | 0,0005 | 0,0002 | 0,0005 | 0,0001 |
| r ² | 0,90 | | 0,95 | | 0,96 | | 0,98 | |
| COD (%) | 13,62 | 0,64 | 12,55 | 0,69 | 13,12 | 1,16 | 12,91 | 0,83 |
| k ₃ (dia ⁻¹) | 0,0052 | 0,0011 | 0 | 0 | 0,0038 | 0,0020 | 0,0037 | 0,0014 |
| r ² | 0,91 | | 0,87 | | 0,69 | | 0,83 | |
| COPL (%) | 11,29* | | 11,38* | | 12,55* | | 12,52* | |
| k ₁ | 0,67* | | 0,61* | | 0,48* | | 0,73* | |
| k ₂ | 0,33* | | 0,39* | | 0,07* | | 0,27* | |

Obs: * valores calculados; (+) Valores atribuídos. COPLS = IN₁ + IN₂; COD = IN₂ ; COPL = IN₁; COPR = IN₃.

processos de mineralização. As reduções das concentrações do COD, gerados da lixiviação de detritos de macrófitas aquáticas, têm sido freqüentemente observadas, a exemplo do registrado por CUNHA & BIANCHINI Jr. (1998) e CAMPOS Jr. (1998). Basicamente, as quedas dos teores do COD se devem a mineralização e à assimilação dos compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos pelos microorganismos heterotróficos.

Os coeficientes de mineralização do COPL foram elevados com tempos de meia vida em torno de horas, enquanto o tempo de meia vida das reações de oxidação do COPR variaram entre 2 e 17 anos; em média, a meia vida do COPR foi de 6,5 anos. Valores semelhantes foram encontrados em estudo realizado por BIANCHINI Jr. & TOLEDO (1998), no qual os coeficientes de mineralização da MOP foram $0,0079 \text{ dia}^{-1}$ para a fração refratária e $1,1 \text{ dia}^{-1}$ para a fração lábil. Valores semelhantes também foram encontrados em estudos realizados por LEMOS (2000) e CUNHA & BIANCHINI Jr. (2001).

Em relação à degradação do COP, pode-se determinar duas fases: i) uma fase rápida (≈ 1 dia) referente a perda de massa do COPLS, esse decaimento se deve as oxidações das frações lábeis e a solubilização de parte do substrato; ii) uma fase lenta (durante todo o experimento) que está relacionada a oxidação do COPR, constituído basicamente pelas oxidações da lignina e celulose. Os decaimentos do COP apresentaram-se semelhantes em todas as temperaturas.

As diferenças de velocidade nas perdas de massa do COPLS e do COPR foram atribuídas às diferenças, do tipo de recurso utilizado, como: presença de substratos em início de decomposição, substratos com maior ou menor presença de material fibroso (lignina e celulose).

A partir da lixiviação do COPLS, ocorreu o aparecimento do carbono orgânico dissolvido (COD), que também sofreu mudanças na sua concentração através dos processos oxidativos (químicos e biológicos). Seus produtos finais encontram-se na forma inorgânica dissolvida ou como gases.

Através dos ajustes dos resultados ao modelo cinético (Figura 17), verificou-se que nos primeiros dias houve incrementos das concentrações de COD, causado pelo predomínio do processo de lixiviação. A percentagem de COD determinada para as incubações a 18,2; 21,4; 24,8 e 26,8 °C foram respectivamente 14,64; 13,46; 14,1 e 13,88 %. Os coeficientes de decaimento

(k_3) referentes ao processo de mineralização do COD para cada condição foi: 0,0052 dia⁻¹ (18,2 °C), 0,0014 dia⁻¹ (21,4 °C), 0,0038 dia⁻¹ (24,8 °C) e 0,0037 dia⁻¹ (26,8 °C).

Os valores de coeficientes de decaimento do COD (Figura 17) mostraram-se relativamente baixos (tempo médio de meia vida: 167 dias, aproximadamente), provavelmente, devido à estrutura heterogênea do material dissolvido, que pode ainda ter origens variadas, como, excreção dos microrganismos, ressíntese dos compostos orgânicos dissolvidos em substâncias húmicas. É possível ainda, que estes eventos estejam ligados à presença de microrganismos que não possuíssem capacidade de degradar estes compostos.

Em média, a fração lábil foi consumida no início do experimento e promoveu intensa perda de massa (12 %). Parte do carbono foi para a forma dissolvida (13 %). Contudo, as oxidações das frações refratárias constituíram-se na principal via de mineralização de *E. azurea*.

Os valores dos coeficientes de mineralização (k_3) do COD apresentaram tendência de decréscimo com o aumento da temperatura (Figura 18). Na temperatura a 18,2 °C a degradação da fração solúvel não foi favorecida. Nas diferentes temperaturas, o potencial do carbono orgânico dissolvido na mineralização foi de 13,05 % (em média). A temperatura parece ter influenciado a degradação do material solúvel.

A temperatura favoreceu a ocorrência dos processos de perda de massa de longo prazo (k_4), como a oxidação dos compostos refratários. Os resultados sugerem ainda que, os decaimentos das frações lábeis/solúveis (k_T) não dependeram da temperatura e os das frações refratárias além da temperatura dependeram das características químicas dos detritos.

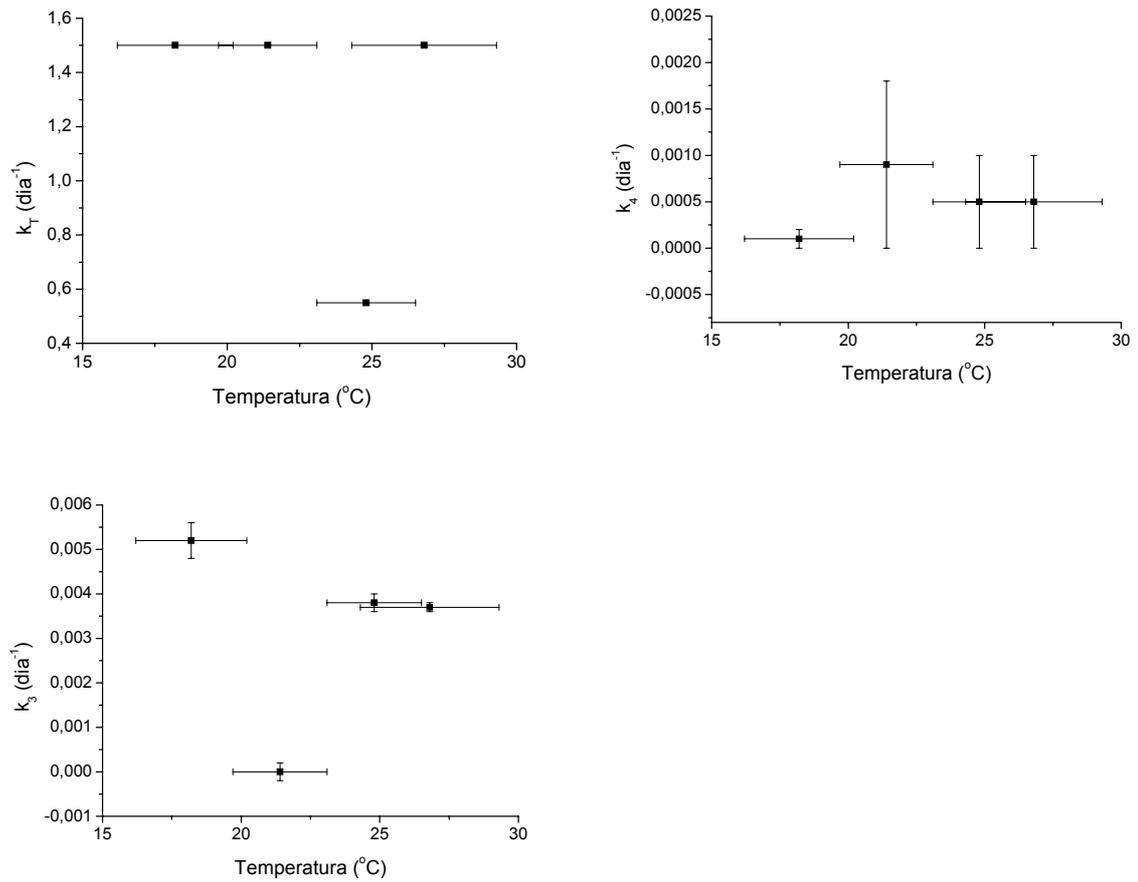


FIGURA - 18 Efeitos da temperatura sobre os coeficientes de reação da mineralização de *E. azurea*.

As determinações dos valores de carbono orgânico consumido, apresentados através da Figura 19, foram obtidos experimentalmente a partir da Equação 2. Os valores teóricos (ajustes) foram estimados a partir das simulações efetuadas (Equação 6). O modelo foi parametrizado com os valores apresentados na Tabela 2.

Os confrontos entre os resultados calculados (Eq. 6) e os obtidos experimentalmente (Eq. 2), por meio de regressão linear, definiram coeficientes de determinação (r^2) que variaram entre 0,75 a 0,93. Verificou-se que os melhores ajustes ocorreram para os processos à temperatura de 24,8 e 26,8 °C. As cinéticas de consumo de carbono orgânico mostraram-se semelhantes para todas as temperaturas (ao final do experimento COC \approx 21 %).

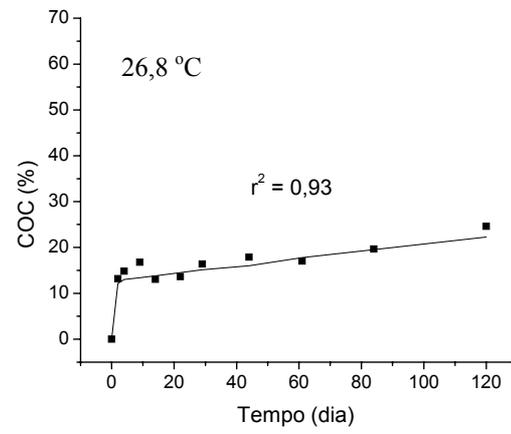
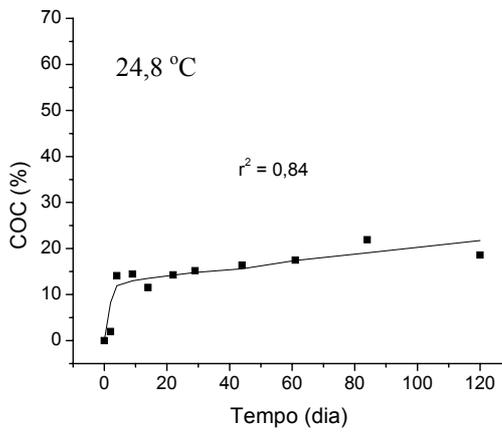
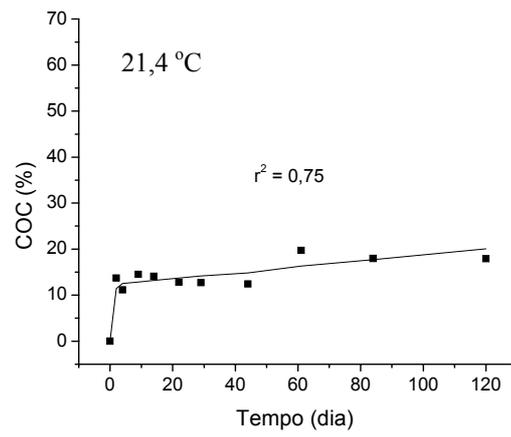
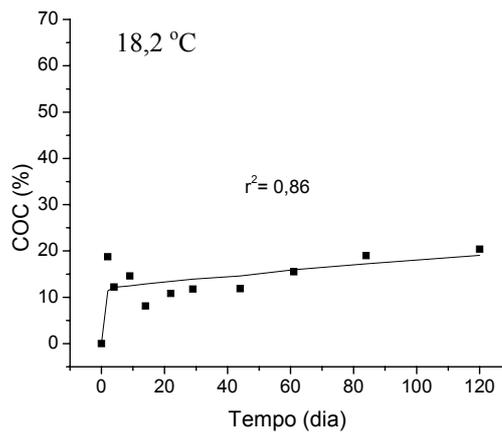


FIGURA 19 - Cinéticas da mineralização de *E. azurea* em diferentes temperaturas.

Com base nas determinações de CO₂, CH₄ e das concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID), pode-se comparar os destinos do carbono orgânico consumido (Figura 20). Os valores de CID, CO₂ e CH₄ foram apresentados em função da composição do carbono mineralizado acumulado total (Figura 19).

Nota-se que normalmente o CID contribuiu com 5 a 15 % do carbono consumido durante o experimento. Somente no 2^o dia a 18,2 °C, as formas disponíveis de CID foram 100 % do carbono consumido. Devido ao pH (6,5 a 7,4), supõe-se que o bicarbonato tenha sido a forma predominante do CID.

O CO₂ foi a fração do COC que com freqüência predominou em todas as temperaturas; sua proporção média foi mais elevada para a temperatura de 18,2 °C (86 %) e apresentou-se menos elevada para a temperatura de 26,8 °C (57 %).

Na mineralização a 18,2 °C não ocorreu a formação de metano. Nesta temperatura, as taxas médias de formação de CO₂ para *E. azurea* apresentaram um pico a partir do 5^o dia. As taxas apresentaram poucas variações durante o experimento, apresentando uma tendência de queda no final. Provavelmente a não produção de metano verificada na degradação de *E. azurea*, esteja relacionada com a composição do substrato que não favoreceu a formação de compostos intermediários necessários.

Segundo LOKSHINA & VAVILIN (1999), ajustando um modelo sigmóide para descrever a cinética dos processos de degradação em baixas temperaturas, apenas uma parte desta curva pode ser utilizada para quantificar as taxas de formação do metano. A dificuldade de obtenção dos valores para comparação se devem a concentração dos detritos e das atividades da biomassa. Estes mesmos autores realizando um experimento de degradação de vários substratos em várias temperaturas (6, 15, 20 e 30 °C), determinaram que as taxas de crescimento específico das bactérias acetoclásticas (responsáveis pela produção do metano) não se diferenciaram entre os substratos utilizados (solos e serapilheiras). Os crescimentos bacterianos apresentaram comportamentos semelhantes nas diferentes temperaturas.

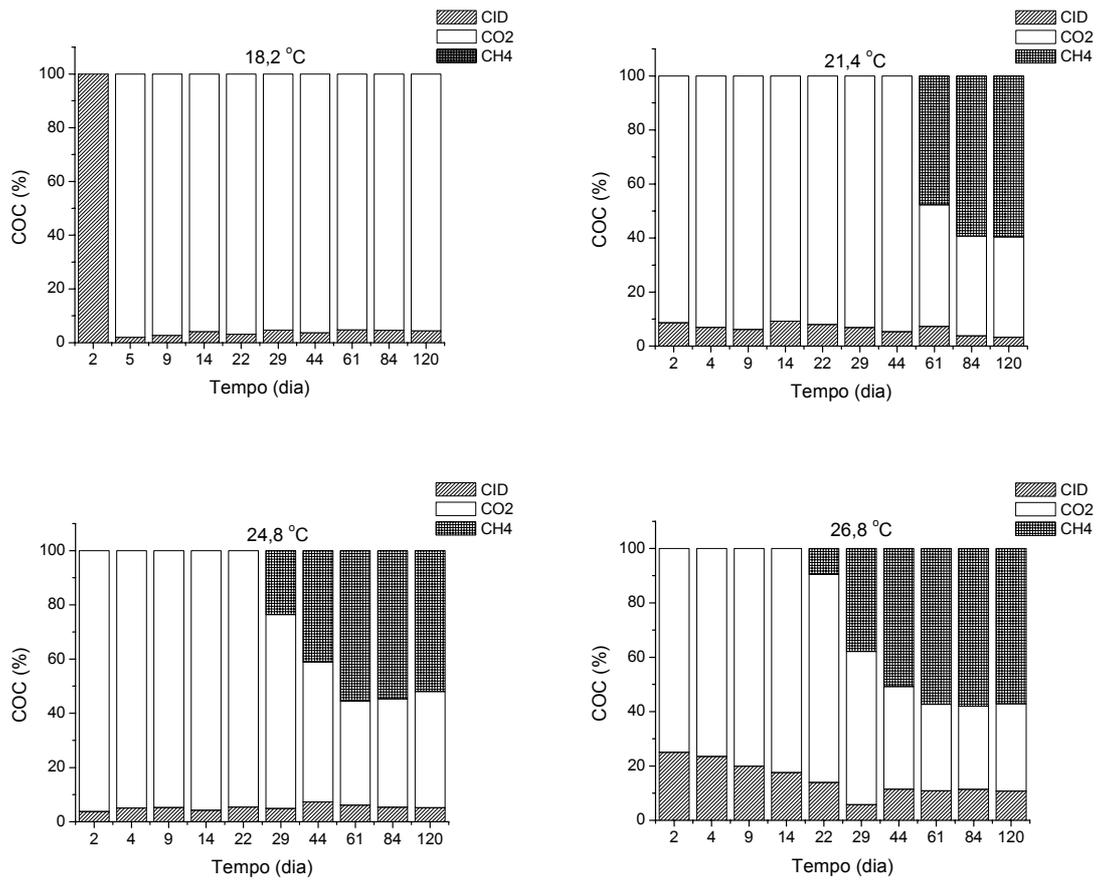


FIGURA 20 - Mineralização de *E. azurea*: destinos do carbono orgânico consumido em função do tempo e da temperatura.

A 21,4 °C o CO₂ foi formado a partir do 1^o dia de experimento, a seguir as taxas de formação tenderam a diminuir até o 40^o dia e se mantiveram com poucas variações até o 120^o dia. O CO₂ apresentou maiores taxas de formação no início do processo, quando a geração de metano não foi iniciada.

A taxa diária do metano a 21,4 °C foi detectada a partir do 45^o dia e apresentou os maiores valores aproximadamente a partir do 61^o dia. Os maiores valores das taxas de metano coincidem quando as taxas de CO₂ apresentaram-se baixas, prevalecendo assim, o processo de metanogêneses durante este período.

Na incubação a 24,8 °C a formação do CO₂ teve início desde o 1^o dia e o metano, a partir do 23^o dia. As taxas máximas do metano ocorreram entre o 60^o e 80^o dias, para o CO₂, as taxas máximas foram verificadas no período inicial da degradação (1^o e 10^o dia). Os valores de CH₄ se mostraram mais elevados no período em que a formação de CO₂ decresceu, provavelmente este aumento de metano se deva a transformação do CO₂ em metano pelas bactérias metanogênicas.

A 26,8 °C as formações de CO₂ foram detectadas desde o início (a partir do 1^o dia) e as de CH₄ a partir do 16^o dia. Nesta temperatura o CH₄ também apresentou sua maiores taxas de geração no período em que a formação de CO₂ foram baixas.

No geral, a formação do metano foi privilegiada com o aumento da temperatura, devido as condições ótimas para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas. Assim, a partir do 16^o dia na temperatura a 26,8 °C, a menor produção do CO₂ pode ser devida a formação do CH₄; sendo que, uma das principais vias da metanogênese é a transformação do CO₂ + H₂ em CH₄ (ROGERS & WHITMAN, 1991).

INUBUSHI *et al.* (1997), estudando as emissões de CH₄ e CO₂, na decomposição de macrófitas aquáticas em diferentes temperaturas, determinaram que a proporção de dióxido de carbono nos produtos finais de degradação decresceu nas altas temperaturas (especialmente a 40 °C); devido a participação do metano.

As produções do CO₂ e de CH₄ na mineralização da *Eichhornia azurea* estão apresentados na Figura 21. O CO₂ a 18,2 °C apresentou rendimento de 16,61 %; a 21,4; 24,8 e 26,8 °C os rendimentos foram 15,02; 16,71 e 15,53 %, respectivamente. Na temperatura de 18,2 °C a produção de gás foi toda devida ao CO₂, com o aumento da temperatura as produções apresentaram pequenas quedas, provavelmente devido a geração do metano. A produção de CO₂ ocorreu durante todo o processo de mineralização, ele foi produzido tanto nas fases rápidas quanto nas lentas. No geral, o CO₂ produzido na mineralização de *E. azurea*, apresentou rendimento que esteve relacionado à variação da temperatura e com a produção de metano.

HULZEN *et al.* (1999), estudando o efeito da temperatura na formação do metano, determinaram que em todas as temperaturas a produção de metano tendeu a aumentar com o tempo; as taxas de formação também se relacionaram com o aumento da temperatura. Também determinaram que em baixas temperaturas (4 °C) a formação deste gás apresentou-se baixa, enquanto que a 20 e 30 °C os valores de produção (rendimentos) foram mais elevados.

SEGERS (1998) sugere três fases de formação do metano, a primeira fase seria a mais lenta a qual apenas uma pequena parte do carbono seria mineralizado e convertido para metano. Ocorreria nesta fase o predomínio da formação de produtos fermentados que forneceria substratos como aceptores de elétrons (utilizados pelas bactérias redutoras) sucedendo-se portanto, uma competição pelo substrato, esta fase pode ser limitada entre os primeiros 20 dias de decomposição. A segunda fase da produção do metano estaria ligada ao aumento da biomassa metanogênica e também ao gradual decaimento das concentrações de aceptores de elétrons (o tempo desta fase ficaria entre 20 e 80 dias). A terceira fase, correspondente a um tempo de incubação de 90 dias, a formação do metano seria diretamente controlada pela mineralização anaeróbia do carbono. A duração desta fase também dependeria da temperatura, as fases 1 e 2 em baixas temperaturas apresentaria uma produção baixa de metano.

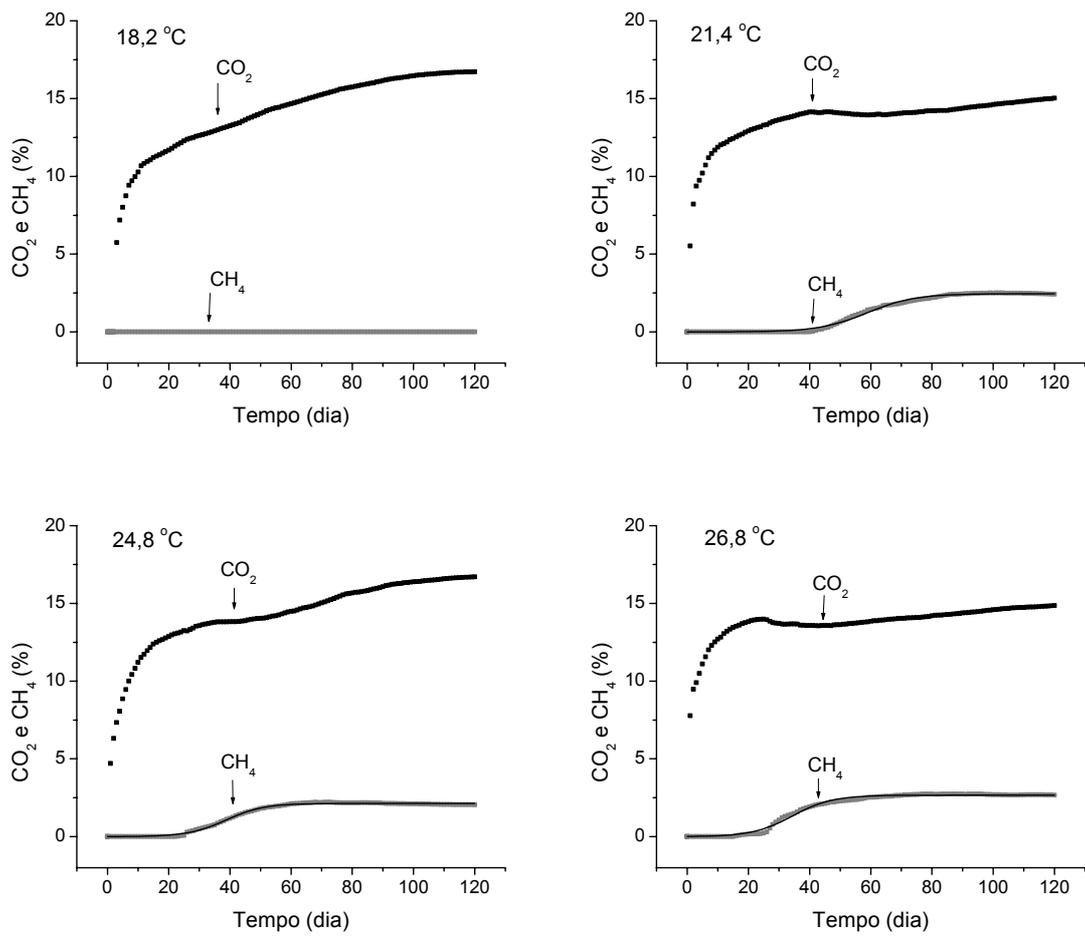
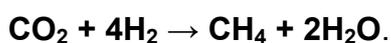


FIGURA 21 - Cinéticas de formação de CO₂ e CH₄ na degradação de *E. azurea* em função da temperatura.

No experimento de degradação de *E. azurea* verificou-se que na temperatura de 26,8 °C a formação do metano no tempo ocorreu antes quando comparado com 21,4 e 24,8 °C. Na temperatura de 18,2 °C não houve ou não foi possível detectar este gás e nas temperaturas de 21,4; 24,8 e 26,8 °C suas produções foram de 2,45; 2,13 e 2,66 % (Figura 21). As produções de metano foram maiores durante a fase lenta do processo, portanto, é possível que o seu rendimento esteve relacionado as frações refratárias do carbono (dissolvidas e particuladas). Suas produções se iniciaram a partir do 41^o dia para a temperatura de 21,4 °C e dias 23 e 16 nas temperaturas de 24,8 e 26,8 °C.

Devido as menores emissões de CO₂ a partir do 61^o dia nas temperaturas de 24,8 e 26,8 °C, sugere-se que o processo de metanogênese tenha sido favorecido, devido à transformação do CO₂ para CH₄, uma vez que uma das rotas principais da formação do metano pode ser através do CO₂, no qual ele atua como acceptor dos átomos de hidrogênio removidos dos compostos orgânicos pelas enzimas. Nesse caso, o mecanismo de formação do metano possivelmente ocorreu a partir da seguinte reação:



Na Figura 22 apresentam-se as variações dos parâmetros cinéticos da formação do metano em função da temperatura. Os resultados indicaram que o aumento da temperatura incrementou as taxas de conversão (rendimento) e os coeficientes de formação. O início da formação do CH₄ foi também abreviado em função do incremento da temperatura, sendo que a 18,2 °C não houve metanogênese.

O coeficiente de formação do metano calculado para a temperatura de 21,4 °C foi de 0,09 dia⁻¹, (tempo de duplicação (Td) de 7,7 dias). O coeficiente de formação do metano na temperatura de 24,8 °C foi de 0,11 dia⁻¹ (Td = 6,3 dias). O coeficiente de formação do metano na temperatura de 26,8 °C foi de 0,08 dia⁻¹ (Td = 8,66 dias).

As variações dos coeficientes de formação e dos rendimentos finais de metano permitiram estimar que o Q₁₀ das comunidades envolvidas com a metanogênese foi 3,2. Resultados semelhantes descritos por ANTONIO & BIANCHINI Jr. (2002) para os processos de ciclagem da Lagoa do Infernãõ indicaram que os processos anaeróbios (Q₁₀ = 3,30) na lagoa, nos meses mais quentes são favorecidos. Verificou-se que embora este gás não tenha sido

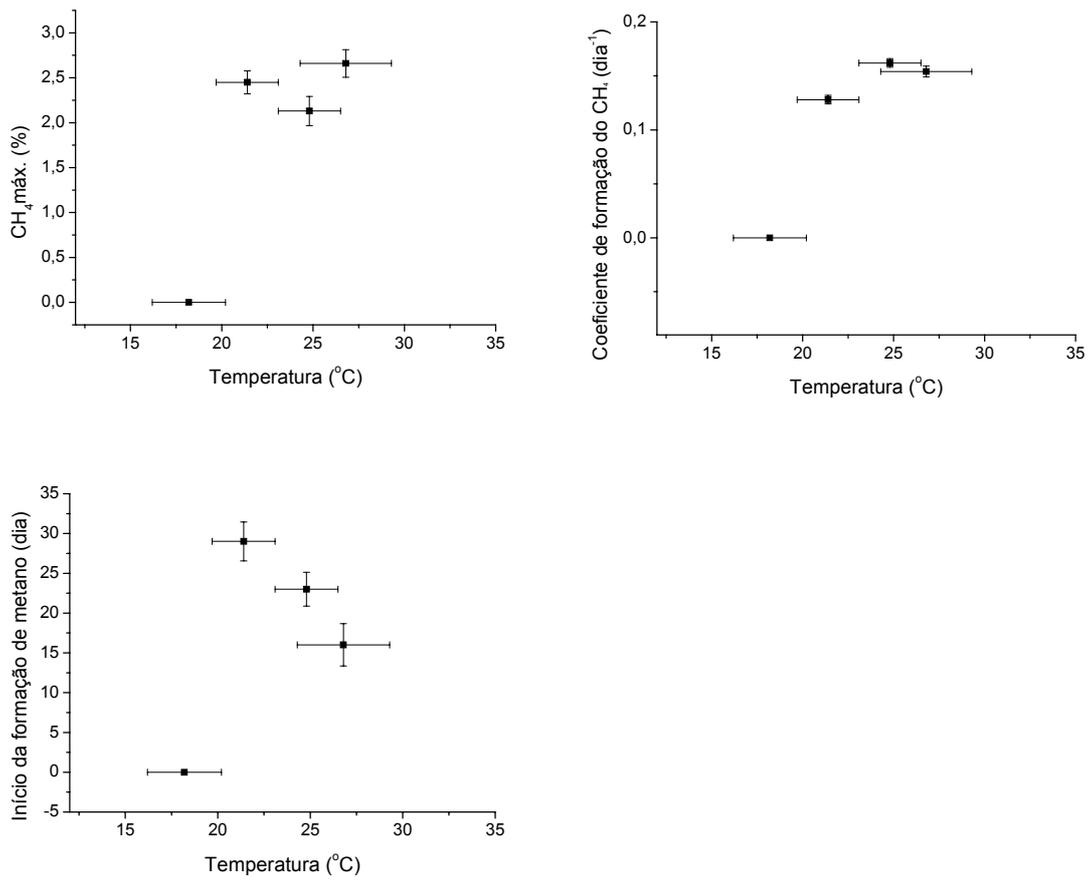


FIGURA 22 - Efeitos da temperatura sobre os parâmetros cinéticos de formação do metano a partir da decomposição de *E. azurea*.

preferencialmente formado a partir da degradação de *E. azurea* a temperatura tendeu a favorecer este processo.

As diferenças de respostas das produções de CO₂ e CH₄ podem estar ligadas às fases da degradação da matéria orgânica, neste caso, supõe-se que o metano tenha sido produzido na fase lenta da mineralização e o CO₂ durante todas as fases (lenta e rápida).

Segundo KELLY & CHYNOWETH (1981), se a quantidade de detritos remanescentes for elevada e ocorrer o aumento de temperatura, pode acarretar um consumo acelerado da fração lábil dos detritos, no que, os produtos finais resultantes são CH₄, CO₂ e compostos inorgânicos.

Segundo AERTS & TOET (1997); SENEVIRATNE & HOLM (1998), estudando a emissão de CO₂ e CH₄ em relação ao nitrogênio na mineralização de ambientes aquáticos (plantações de arroz), observaram o aumento da produção destes gases através da adição do nitrogênio.

A produção de metano no presente trabalho pode ter sido também limitada pelas perdas de nitrogênio (p. ex. desnitrificação), uma vez que as concentrações deste nutriente tendeu a decair em relação ao tempo experimental. No geral, os gases foram produzidos durante as duas fases (rápida e lenta) do processo de mineralização, o CO₂ apresentou sempre um maior rendimento em relação ao CH₄.

4.4 Parametrização do Modelo Cinético de Mineralização de *Egeria najas*

Os teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio da matéria orgânica particulada são apresentados na Tabela 3; nota-se que, durante a decomposição, os teores destes elementos decresceram principalmente nos primeiros dias.

As variações de carbono nos detritos incubados nas diferentes temperaturas se mostraram semelhantes, com decaimento até o 120^o dia.

O nitrogênio apresentou em algumas temperaturas um incremento em seus teores. Em estudo da decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas, CAMPOS Jr. (1998) sugere que pode ocorrer aumento de nitrogênio em incubações anaeróbias através da excreção, morte de microorganismos (início do processo) e ao final do processo quando algumas frações refratárias tendem a liberar nitrogênio compostos, contribuindo para o incremento deste elemento.

Em relação ao hidrogênio, o que se constatou foi uma queda em seus teores em todas as temperaturas e principalmente ao final dos experimentos, causado provavelmente pela formação de metano, quando sua produção foi mais intensa.

Nas Figuras 23 e 24 apresentam-se as cinéticas de perda de massa das frações particuladas e dissolvidas de COP e COD. Na Tabela 4, apresentam-se os parâmetros obtidos dos ajustes dos resultados experimentais ao modelo cinético proposto (Figura 2; Equações 3 a 5). Através destes ajustes, quantificaram-se os teores das diferentes frações e o destino dos diferentes produtos. Com o aumento da temperatura a participação do COPLS tendeu a aumentar. Para as incubações a 17,7; 20,3; 22,4 e 27,0 °C tais frações foram 26,04; 25,53; 64,95 e 67,22 %, respectivamente. Os valores dos coeficientes globais de decaimento (k_T) do COPLS foram mais elevados nas temperaturas mais baixas. Os decaimentos do COPLS apresentaram tempos de meia vida que variaram de 11 horas (17,7 e 20,3 °C) à 4,9 dias (22,4 °C).

As quantidades do COD e do COPL incrementaram-se em função da temperatura (COD, 17,7 °C: 16,48 %; 20,4 °C: 18,02 %; 22,4 °C: 20,53 % e 27,0 °C: 31,62 %),

TABELA 3 - Teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio dos detritos particulados remanescente de *E. najas*.

| | | 17,7 °C | | | | 20,3 °C | | | | |
|-------------|---------|---------|--------|--------|-------|----------|--------|--------|--------|--------|
| Tempo (dia) | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N | MOP (mg) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N |
| 0 | 3,20 | 1089,2 | 94,2 | 138,2 | 11,56 | 3,20 | 1089,2 | 94,2 | 138,2 | 11,56 |
| 2 | 2,13 | 839,2 | 53,4 | 53,2 | 15,72 | 2,62 | 820,6 | 5,0 | 121,6 | 164,12 |
| 9 | 2,44 | 923,2 | 55,5 | 63,6 | 16,63 | 2,07 | 952,3 | 69,5 | 132,9 | 13,70 |
| 29 | 2,08 | 851,1 | 60,9 | 132,2 | 13,98 | 1,37 | 876,3 | 103,5 | 118,3 | 8,47 |
| 61 | 1,46 | 675,2 | 88,6 | 79,4 | 7,62 | 1,36 | 626,4 | 57,6 | 85,4 | 10,88 |
| 120 | 1,26 | 489,7 | 65,3 | 61,8 | 7,50 | 1,13 | 580,3 | 88,4 | 56,7 | 6,56 |
| | | 22,4 °C | | | | 27,0 °C | | | | |
| Tempo (dia) | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N | MOP (g) | C (mg) | N (mg) | H (mg) | C/N |
| 0 | 3,20 | 1089,2 | 94,2 | 138,2 | 11,56 | 3,20 | 1089,2 | 94,2 | 138,2 | 11,56 |
| 2 | 2,40 | 1108,3 | 85,7 | 129,4 | 12,93 | 2,41 | 1053,2 | 82,9 | 137,2 | 12,70 |
| 9 | 1,70 | 720,4 | 62,3 | 97,5 | 11,56 | 1,47 | 670,7 | 63,5 | 82,7 | 10,56 |
| 29 | 0,97 | 432,9 | 53,5 | 58,1 | 8,09 | 0,99 | 430,8 | 66,2 | 52,3 | 6,51 |
| 61 | 0,96 | 407,9 | 58,2 | 53,1 | 7,01 | 0,73 | 334,7 | 49,1 | 39,6 | 6,82 |
| 120 | 0,93 | 361,1 | 45,3 | 41,2 | 7,97 | 1,0 | 461,0 | 56,3 | 54,4 | 8,19 |

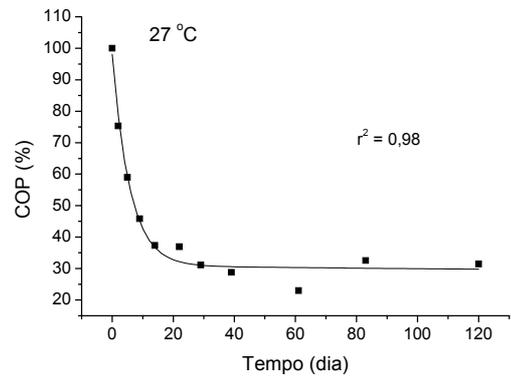
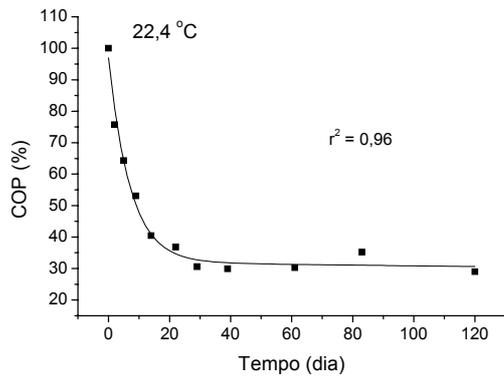
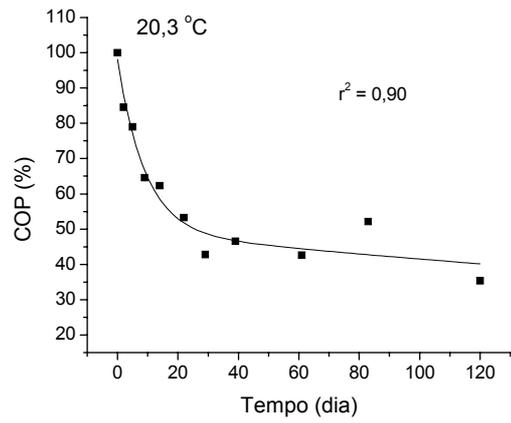
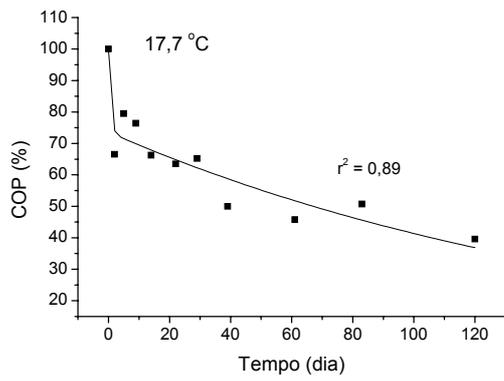


FIGURA 23 - Cinética de decaimento do COP de *E. najas* em diferentes temperaturas.

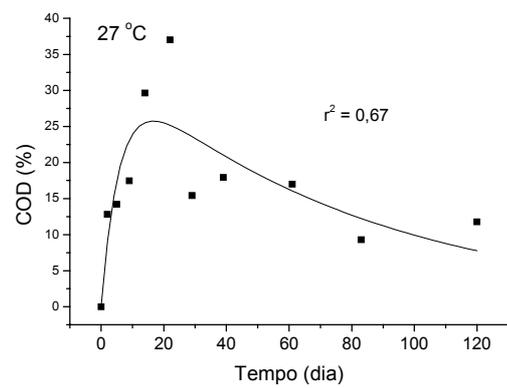
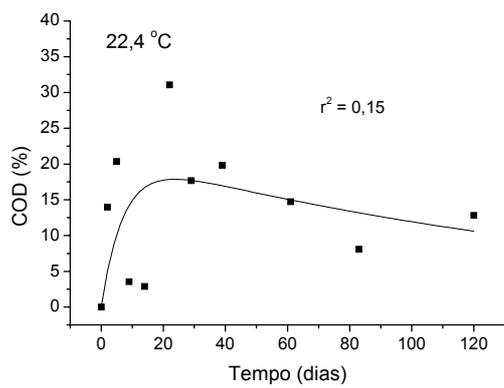
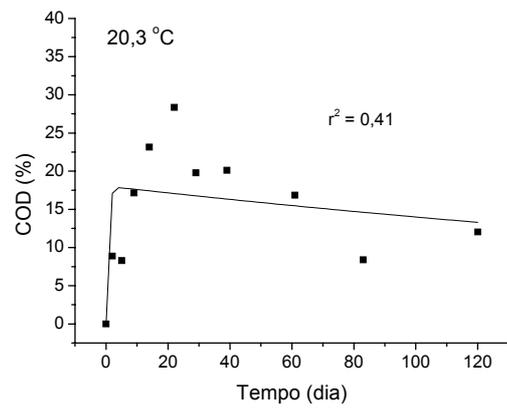
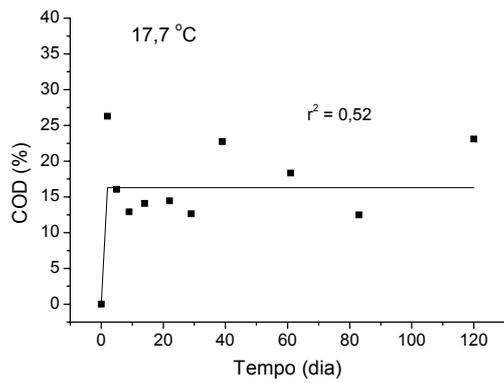


FIGURA 24 - Formação e mineralização do COD da decomposição de *E. najas* em diferentes temperaturas.

TABELA 4 - Parâmetros do modelo cinético de mineralização anaeróbia de *E. najas*.

| Temperatura | 17,7 °C | | 20,3 °C | | 22,4 °C | | 27,0 °C | |
|-------------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Parâmetros | erro | | erro | | erro | | erro | |
| COPLS (%) | 26,04 | 7,23 | 25,53 | 6,93 | 64,95 | 4,08 | 67,22 | 4,46 |
| COPR (%) | 73,55 | 3,32 | 74,18 | 3,20 | 32,006 | 3,42 | 30,88 | 3,43 |
| K _T (dia ⁻¹) | 1,5 (+) | | 1,5 (+) | | 0,09 | 0,12 | 0,15 | 0,08 |
| k ₄ (dia ⁻¹) | 0,00576 | 0,00117 | 0,00599 | 0,00113 | 0,00037 | 0,00147 | 0,00031 | 0,00159 |
| r ² | 0,89 | | 0,90 | | 0,98 | | 0,98 | |
| COD (%) | 16,30 | 1,30 | 15,21 | 2,66 | 19,94 | 1,21 | 27,80 | 6,81 |
| k ₃ (dia ⁻¹) | 0 | 0 | 0,00254 | 0,00382 | 0,0083 | 0,00680 | 0,01334 | 0,00691 |
| r ² | 0,52 | | 0,41 | | 0,15 | | 0,67 | |
| COPL (%) | 9,74* | | 10,32* | | 45,01* | | 39,42* | |
| k ₁ | 0,56* | | 0,60* | | 0,06* | | 0,08* | |
| k ₂ | 0,93* | | 0,89* | | 0,02* | | 0,06* | |

Obs: * valores calculados; (+) Valores atribuídos. COPLS = IN₁ + IN₂; COD = IN₂ ; COPL = IN₁; COPR = IN₃.

e (COPL, 17,7 °C: 9,94 %; 20,3 °C: 7,80 %; 22,4 °C: 47,46 % e 27,0 °C: 37,50 %). O valores de k_3 também apresentaram incrementos em função da temperatura (17,7 °C: 0,0013 dia⁻¹; 20,3 °C: 0,0025 dia⁻¹; 22,4 °C: 0,0059 dia⁻¹ e 27 °C: 0,0123 dia⁻¹).

As participações das frações refratárias dos detritos particulados e seus respectivos coeficientes de mineralização diminuíram com o aumento da temperatura, principalmente a partir de 22,4 °C. As percentagens de COPR e seus coeficientes de mineralização (k_4) foram: 73,56 % e 0,0058 dia⁻¹ (17,7 °C); 74,17 % e 0,0060 dia⁻¹ (20,3 °C); na incubação a 22,4 °C o COPR foram 32 % e $k_4 = 0,0004$ dia⁻¹; na temperatura de 27,0 °C os valores de COPR e k_4 foram 30,88 % e 0,0003 dia⁻¹, respectivamente. Os tempos de meia vida das reações de oxidação das formas refratárias (COPR) variaram entre 3,8 meses (20,3 °C) e 6,2 anos (27,0 °C).

As perdas de massa envolvidas na decomposição de *Egeria najas* apresentaram 2 fases; na fase rápida as perdas de massas envolveram 25,5 % (20,3 °C) a 67,2 % (27,0 °C). Provavelmente, nas temperaturas mais elevadas, as maiores perdas de massa ocorreram devido às elevadas taxas das reações químicas e bioquímicas. WRUBLESKI *et al.* (1997) estudando a decomposição de macrófitas aquáticas (*Typha* e *Scirpus*), incubadas sob temperaturas de 20,3 e 27,0 °C, durante 112 dias, apresentaram perdas de massas, durante a fase rápida de 26 e 30 %. As diferenças de perdas de massas na mineralização podem ser explicadas pelas presenças de substratos utilizados em início de decomposição, substratos com maior ou menor presença de material fibroso (BUTH, 1987; POZO & COLINO, 1992).

Os teores das frações lábeis/solúveis incrementaram-se com a temperatura e, conseqüentemente, as proporções dos compostos orgânicos refratários dos detritos decresceram. Pode-se determinar que a 17,7 e 20,3 °C o carbono das frações lábeis/solúveis, encontra-se principalmente na forma dissolvida e a 22,4 e 27,0 °C os compostos orgânicos foram predominantemente consumidos no processo respiratório. Os coeficientes de mineralização do COD (k_3) foram também intensamente favorecidos com o aumento da temperatura. A 17,7 °C, o tempo de meia vida do processo foi estimado em 17,6 meses, enquanto que, em 27,0 °C, as reações de oxidação de COD apresentam um tempo de meia vida de aproximadamente 1,9 meses.

Os incrementos de temperatura favoreceram a dissolução de compostos, promoveram as variações nos coeficientes de transformação dos detritos e induziram alterações nas estruturas químicas dos detritos. De modo geral, a temperatura favoreceu a ocorrência dos processos de oxidação de curto prazo, a solubilização e a oxidação dos compostos solúveis.

Durante a fase lenta, quando ocorreu o predomínio da decomposição do material refratário os valores baixos dos coeficiente de mineralização do COPR, provavelmente estiveram relacionados às estruturas deste material, que é basicamente constituído por compostos de difícil degradação (lignina e celulose). A presença de compostos alelopáticos, resistentes ou tóxicos, também pode ter influenciado negativamente (GONZÁLEZ *et al.*, 1995). Nesse contexto, os fenóis provenientes da lignina podem ter inibido o crescimento de microorganismos.

Neste trabalho, o k_4 foi um dos parâmetros que mais se modificou em função da temperatura. Seus valores mais baixos foram verificados a 22,4 e 27,0 °C, provavelmente, devido aos intensos processos metabólicos ocorridos nas fases iniciais e desse modo, é possível parte dos nutrientes (principalmente formas nitrogenadas) tenham sido liberados na forma de gás. Portanto, os processos lentos, nas temperaturas elevadas, teriam sido determinados pela escassez de nutrientes, constituindo um fator limitante para os processos de mineralização. Em relação a outros estudos, valores mais elevados do coeficiente de decaimento das frações refratárias foram encontrados na mineralização de *Scirpus cubensis* (0,03 dia⁻¹), *Cabomba piauhyensis* (0,05 dia⁻¹) e *Nymphoides indica* (0,0079 dia⁻¹), (CAMPOS Jr. 1998; BIANCHINI Jr. & TOLEDO, 1998).

Os valores experimentais dos teores de carbono orgânico consumido, apresentados na Figura 25, foram obtidos da Equação 1; os ajustes foram estimados a partir das simulações efetuadas através do modelo cinético proposto (Equação 5), parametrizado com os valores apresentados na Tabela 5. Os confrontos entre os resultados calculados e os obtidos experimentalmente, indicaram que os mesmos foram próximos (r^2 : 0,81 a 0,92).

Os destinos do carbono orgânico consumido na mineralização de *E. najas*, são apresentados na Figura 26. Os valores de CID, CO₂ e CH₄ foram apresentados em função da composição do carbono mineralizado acumulado

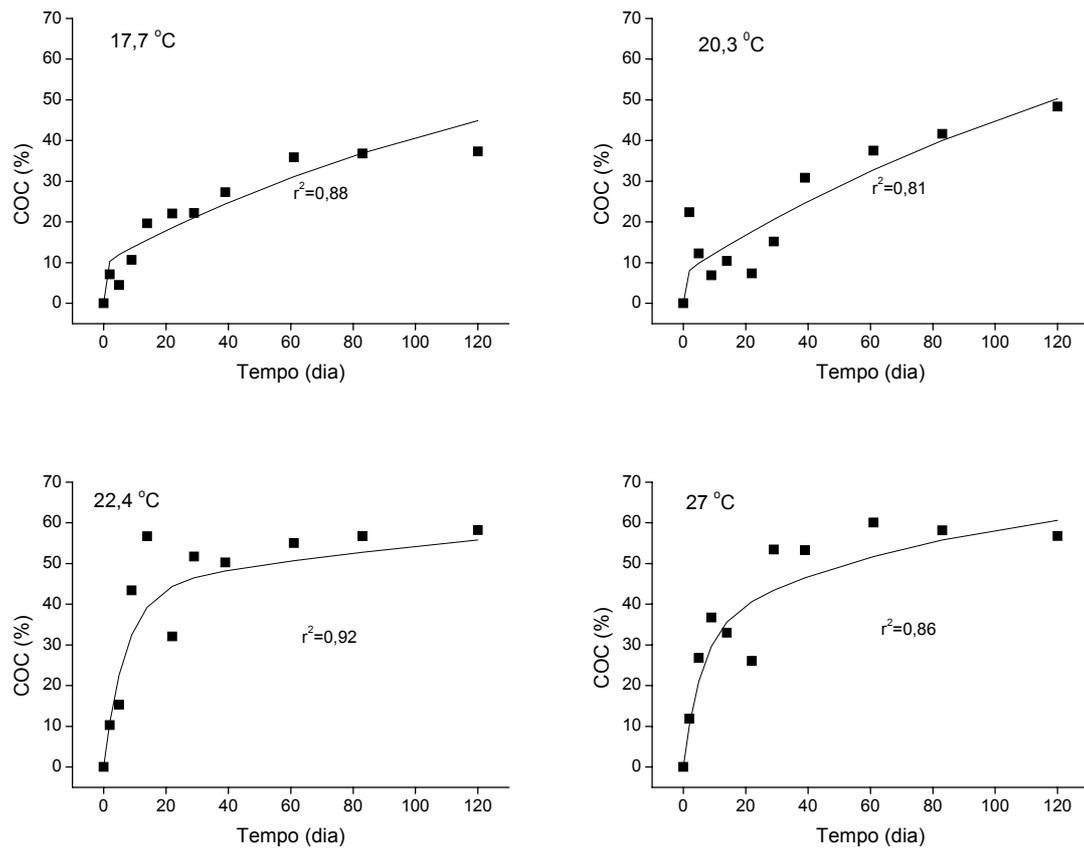


FIGURA 25 - Cinéticas da mineralização de *E. najas* em diferentes temperaturas.

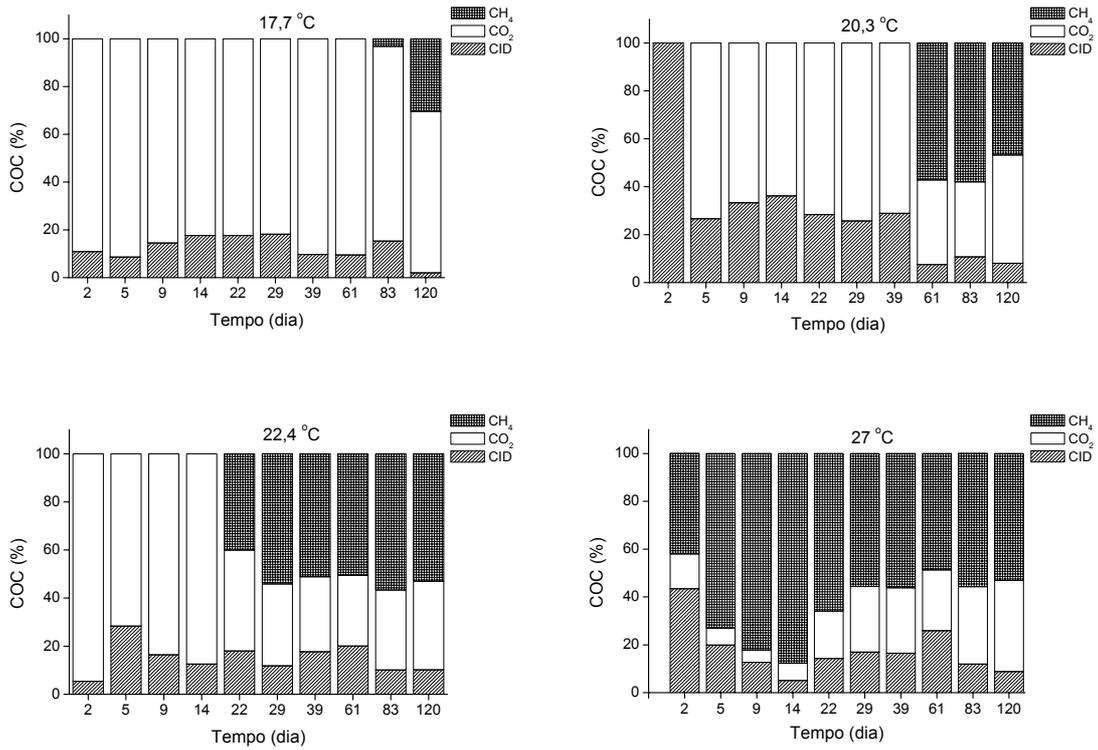


FIGURA 26 - Mineralização de *E. najas*: destinos do carbono orgânico consumido em função do tempo e da temperatura.

total (COC, Figura 25). As formas dissolvidas de carbono inorgânico (CID) se mostraram sempre presentes. Seus valores variaram entre 5 % e 40 % do COC. Apenas na incubação de 20,3 °C o CID representou 100 % no início do experimento.

O dióxido de carbono (Figura 26) como produto final da mineralização, predominou nas incubações na menor temperatura (17,7 °C), cujos valores corresponderam a até 90 % do carbono mineralizado. As formações do CO₂ foram determinadas desde o primeiro dia de incubação. O CH₄ teve seu início a partir do 83^o dia. No final do período de observação (120 dias) o CO₂ correspondeu a 64 % do carbono dos detritos de *E. najas* e o CH₄ em 36 %.

Os rendimentos do CO₂ também foram elevados nas incubações mantidas em 20,3 °C, variando de 76 a 30 % entre o 5^o e 83^o dias. O CH₄ teve iniciada sua formação a partir do 41^o dia. O CH₄ nesta temperatura apresentou 58 % do carbono de detrito consumido de *E. najas*

A 22,4 °C, o CO₂ predominou no início do experimento até o 14^o dia, quando ocorreu o início da produção de CH₄ e seus valores ao final da incubação corresponderam a 29 e 56 %. Na temperatura de 27,0 °C, as contribuições do CO₂, como produto final, foram baixas (32 %). Neste caso a produção de metano (57 %) foi o principal destino da mineralização, durante o período considerado.

As quantidades de carbono mineralizado variaram até o 120^o dia em todas as temperaturas (40 a 55 %) e as contribuições dos diferentes produtos (CO₂ e CH₄ e carbono inorgânico dissolvido) foram distintas. As concentrações do CID se mostraram, sempre, relativamente baixas, provavelmente, devido ao pH que variou entre 6,2 e 7,2. Nesta faixa, o CID encontra-se principalmente na forma de HCO₃⁻ ou como CO₂ “livre” (WETZEL, 1983). Como injetou-se nitrogênio após as determinações dos gases é possível que parte do HCO₃⁻ tenha sido transformado em CO₂ para estabelecer o equilíbrio do sistema carbonato. Assim, supõe-se que as baixas concentrações de CID reflitam este processo.

O carbono produzido na forma de CO₂ foi predominante a 17,7 °C. A 20,3 °C, tal predominância ocorreu até que a liberação do metano se iniciasse (48^o dia). A 22,4 °C o CO₂ predominou até o 14^o dia, quando a produção do CH₄ foi maior. Na temperatura a 27 °C, o dióxido de carbono não predominou

porém, a sua produção foi crescente até o final. Sugere-se que as diferenças de respostas das produções destes gases estejam ligadas às fases da degradação da matéria orgânica. Os resultados corroboram os obtidos por INUBUSHI *et al.* (1997), que estudando a emissão de CH₄ e CO₂ na decomposição da matéria orgânica de macrófitas aquáticas, em diferentes temperaturas, determinaram que a proporção de dióxido de carbono decresceu nas temperaturas elevadas (especialmente a 40 °C), em favorecimento da produção de metano. As menores proporções de CO₂ obtidos por estes autores, podem ser explicadas pela metanogênese que teria o metano como produto final.

A formação de CH₄, na mineralização de *Egeria najas*, ocorreu de modo mais lento nas câmaras incubadas a 17,7 °C, nas quais os coeficientes de formação de metano foram menores e a conversão deste detrito para metano apresentou-se baixa. Nas temperaturas mais elevadas, os coeficientes de formação e os rendimentos, para CH₄ foram maiores. A 22,4 e 27 °C, o processo de metanogênese predominou, entre o 5^o e 22^o dia (Figura 26). Nos experimentos desenvolvidos por INUBUSHI *et al.* (1997) as emissões de CH₄ tiveram início no 14^o dia a 40 °C, ao passo que, nas temperaturas mais baixas, não ocorreram emissões.

A utilização da curva logística para a descrição da cinética de metanogênese (Figura 27 e Eq. 7) gerou elevados coeficientes de determinação ($r^2 > 0,98$). Os maiores rendimentos de metano foram verificados nas incubações mantidas nas temperaturas mais elevadas, com valores chegando a 28,59 % (27 °C) dos produtos gerados da mineralização de *Egeria najas* (base de carbono). Nesta condição, o coeficiente de formação de CH₄ também foi mais elevado ($k_m = 0,418 \text{ dia}^{-1}$). Na temperatura de 17,7 °C, a conversão para metano foi 13,72 % e o coeficiente de formação foi $0,229 \text{ dia}^{-1}$; nas temperaturas de 20,3 e 22,4 °C os coeficientes de conversão (rendimentos) foram 23,75 e 28,66 %, respectivamente. Os coeficientes de formação para as temperaturas de incubação de 20,3 e 22,4 °C, foram $0,448$ e $0,377 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente (Figura 28). As variações dos coeficientes de formação e dos rendimentos de metano em função da temperatura permitiram estimar o Q₁₀ da comunidade envolvida; nesse caso o Q₁₀ médio foi de 1,58.

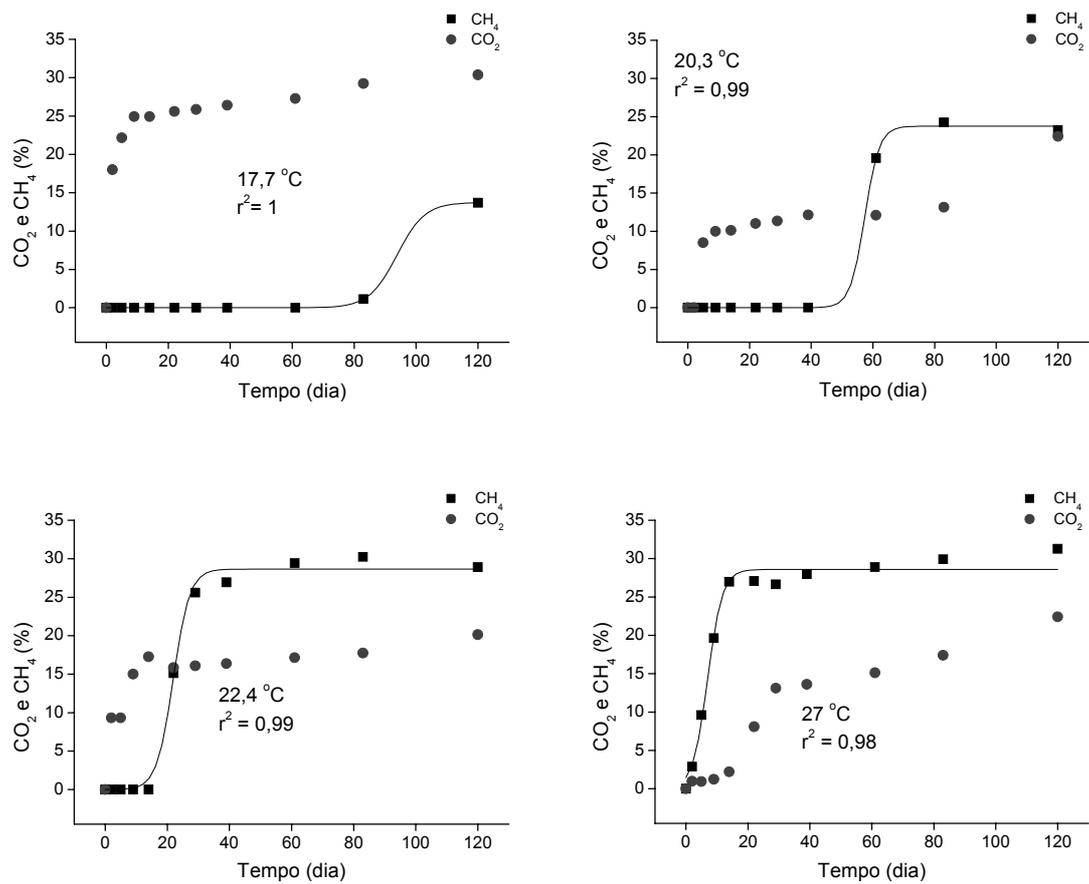


FIGURA 27 - Cinéticas de formação de CO₂ e CH₄ na degradação de *E. najas* em função da temperatura.

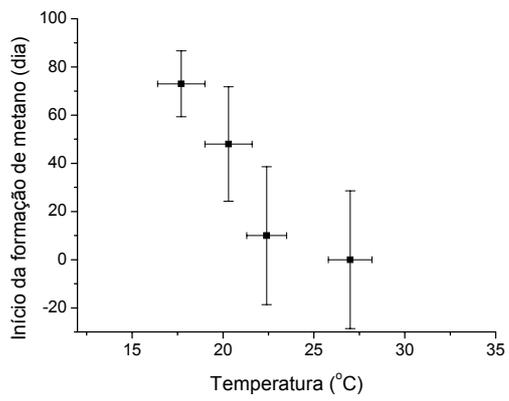
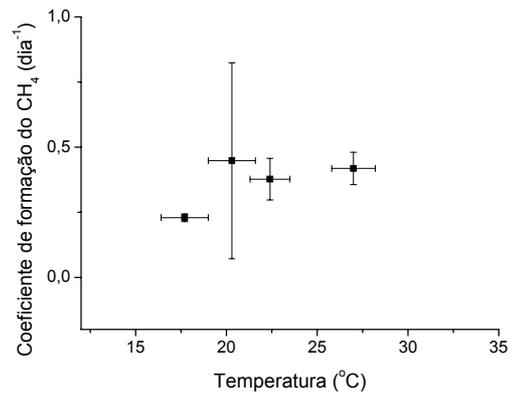
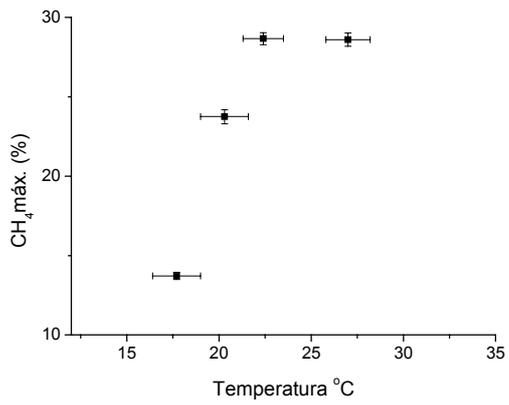


FIGURA 28 - Efeitos da temperatura sobre os parâmetros cinéticos de formação do metano a partir da decomposição de *E. najas*.

Os tempos necessários para os inícios da produção de CH₄ na mineralização de *E. najas* foram inversamente proporcionais à temperatura (Figura 28). A 17,7 °C, o metano foi quantificado a partir do 74^o dia; na temperatura de 20,3 °C, teve início após o 48^o dia e nas temperaturas de 22,4 e 27,0 °C, as produções iniciaram-se nos 11^o e 2^o dias, respectivamente.

O processo de produção do metano neste experimento, pode ter sido limitado pelos seguintes fatores: teores de COPLS (neste caso, regulado pela temperatura) e ocorrência da re-oxidação do metano. O decréscimo da produção do metano também pode estar ligado ao decréscimo da massa bacteriana, decorrente do término de nutrientes necessários para o crescimento bacteriano. Estudos de decomposição de serapilheira, mostraram que o nitrogênio na forma de amônia, talvez seja o nutriente limitante, uma vez que ele é uma das principais fontes de nitrogênio utilizado pelos microorganismos e proveniente da degradação (SENEVIRATNE & HOLM, 1998).

Devido aos lentos processos de perda de massa de COPR (Figura 23), verificado a 22,4 e 27,0 °C, se supõe que tenha havido extinção de nutrientes no início do experimento. Sugere-se que o CH₄ tenha sido, principalmente, proveniente das frações lábeis/solúveis (COPLS), sendo processado rapidamente. Nesse contexto, enfatiza-se os decréscimos verificados nas concentrações de COD a partir de aproximadamente 10 dias (Figura 24).

O hidrogênio, juntamente com o CO₂, pode ser transformado em metano e, neste experimento, o CO₂ decaiu, em função do tempo, podendo vir a ser outro fator limitante na produção de CH₄. Nesse contexto, alguns compostos, produzidos durante o processo de fermentação da matéria orgânica, são limitantes ao crescimento bacteriano, quando presentes em baixas concentrações (p. ex., ácidos graxos voláteis). As bactérias metanogênicas dependem dos substratos fornecidos pelas bactérias acidogênicas: convertem monômeros hidrolizados em materiais orgânicos mais simples, principalmente ácidos graxos, podendo representar, normalmente, um fator limitante no processo de formação do metano.

Outro fator que pode explicar a diferença de formação do metano nas diferentes temperaturas é o tipo de microorganismo. As câmaras incubadas a 27,0 °C podem ter selecionado os microorganismos mesófilos, indicando

possivelmente o predomínio destes nas amostras de água da lagoa. Existem 3 faixas de temperatura que podem ser associadas ao crescimento dos microorganismos (LETTINGA *et al.*, 1996): i) faixa psicrófila: entre 0 e aproximadamente 20 °C; ii) faixa mesófila: entre 20 e aproximadamente 45 °C e iii) faixa termófila: entre 45 e 70 °C, e acima.

Devido as emissões relativamente baixas de CO₂, nas temperaturas de 22,4 e 27,0 °C, sugere-se que o processo de metanogênese tenha sido favorecido, devido à transformação do CO₂ para CH₄, no qual ele atua como acceptor dos átomos de hidrogênio removidos dos compostos orgânicos pelas enzimas.

Neste contexto, BALLESTER & SANTOS (2001) estudando a dinâmica dos gases biogênicos CO₂, CH₄ e O₂ em duas Lagoas da Estação Ecológica do Jataí (lagoas do Diogo e do Infernã), determinaram que estes ambientes, são fontes importantes de gases reduzidos (principalmente no verão) para a atmosfera. Os autores determinaram ainda, que o carbono na forma de CO₂ é o produto predominante nas lagoas marginais desta planície de inundação e a contribuição da metanogênese nos processos de remineralização e ciclagem do carbono é quantitativamente significativa.

Considerando que na Lagoa do Óleo a temperatura varie entre 22 °C e 28,5 °C (GUNTZEL *et al.*, 2001) e que nela se encontre elevada biomassa de *Egeria najas*, infere-se que, neste ambiente, a exportação de carbono representado pelos fluxos de CO₂ e CH₄, originados da mineralização de macrófitas aquáticas, seja um processo importante. Devido ao fato da lagoa apresentar no verão temperaturas que oscilam nesta faixa (22 e 28,5 °C), é possível que as baixas concentrações de oxigênio dissolvido causada pelo consumo e/ou decomposição, seja uma das causas da produção de CO₂ e CH₄. Os resultados permitiram inferir que: as conversões das frações em lábeis da *Egeria najas* na Lagoa do Óleo sejam favorecidas pelas altas temperaturas e seus coeficientes de mineralização sejam relativamente baixos.

4.5 Substâncias Húmicas

Nas Figuras 29 e 30 apresentam-se as variações temporais dos ácidos húmicos (AH), fúlvicos (AF) e das substâncias húmicas totais (SHT) provenientes da matéria orgânica particulada da decomposição anaeróbia de *E. azurea* e *E. najas*. Os valores apresentados estão em base de carbono.

Com base na Figura 29 foi possível observar que do início até aproximadamente o 30^o dia, houve variações dos teores de AH e AF nas incubações sob diferentes temperaturas. Na seqüência, os teores máximos para ambos os ácidos incrementaram-se; (6,44 % AH, 18,47 % AF e 24,86 % SHT) a 18,2 °C, (5,17 % AH, 20,60 % AF e 23,82 % SHT) a 21,4 °C, (6,24 % AH, 22,71 % AF e 25,94 % SHT) a 24,8 °C e (7,31 % AH, 21,9 % AF e 30,31 % SHT) a 26,8 °C. Apesar das variações, as concentrações destes ácidos tenderam a aumentar em todas as temperaturas de incubação, ao final mantiveram-se estáveis, prevalecendo a formação de AF. As oscilações podem ser originárias da produção, consumo e imobilização de produtos de ressíntese e também da mineralização de frações lábeis (ZECH *et al.*, 1997). As estabilizações ao final dos experimentos sugerem que a predominância do material refratário das frações húmicas quando comparado com o processo de oxidação, ou seja, a formação de compostos húmicos foi favorecida em prejuízo da mineralização.

Os resultados sugerem que no início da decomposição de *E. azurea* houve predominância do consumo das frações lábeis e no final do experimento houve uma modificação para o consumo do material refratário, como a lignina e celulose. Sugerem também que ao final do experimento ocorreu um equilíbrio entre a oxidação e a formação das substâncias húmicas. Estes resultados podem ser confirmados através da cinética da mineralização da matéria orgânica particulada de *E. azurea*, (Figura 16). Através deste resultado pode-se sugerir que a *E. azurea* seja uma importante contribuinte para o processo de formação de compostos húmicos para a Lagoa do Óleo, tendo em vista que aproximadamente 30 % do seu detrito se transformou em SH (aproximadamente 70 % AF e 30 % AH).

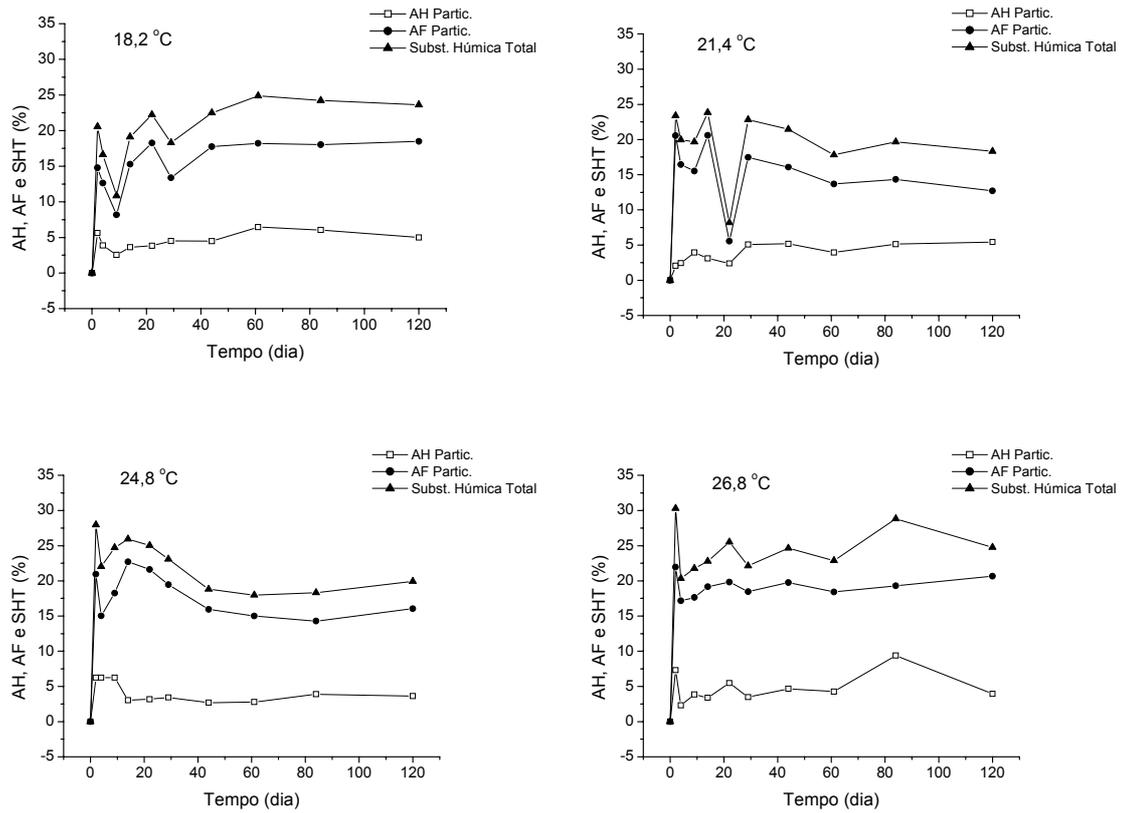


FIGURA 29 - Variações temporais dos teores de ácido húmico, ácido fúlvico e substâncias húmicas totais durante a mineralização de *E. azurea* (em base de carbono).

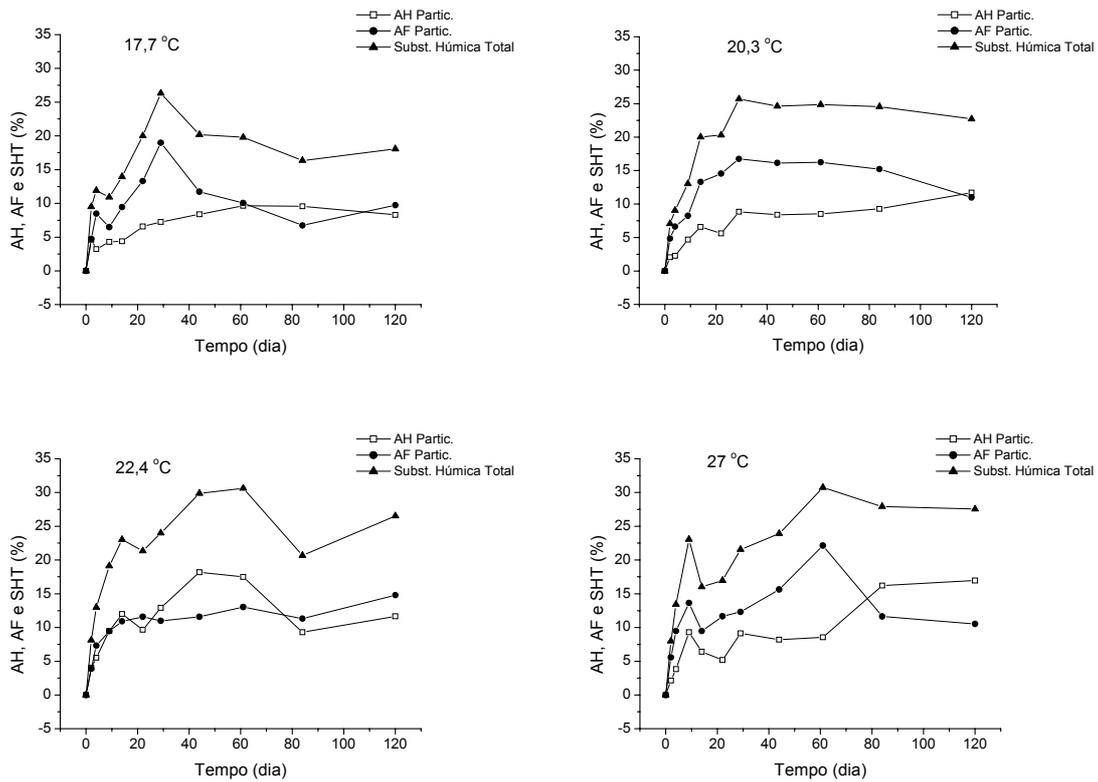


FIGURA 30 - Variações temporais dos teores de ácido húmico, ácido fúlvico e substâncias húmicas totais durante a mineralização de *E. najas* (em base de carbono).

Nas incubações com *E. najas* no início do experimento não ocorreram variações dos teores de SH como verificado na humificação de *E. azurea*. Neste caso verificaram-se intensas formações de compostos húmicos nos inícios das degradações. Foi possível observar do início até o 60º dia, intensos incrementos nos teores de AH e AF, somente a 17,7 °C este incremento não foi observado. No final, os teores para AH, AF e SHT dos remanescentes foram: 9,63 % AH, 18,96 % AF e 26,31 % a 17,7 °C; 11,70 % AH, 16,24 % AF e 27,68 % SHT a 20,3 °C; 18,19 % AH, 14,78 % AF e 32,80 % SHT a 22,4 °C e 16,95 % AH, 22,61 % AF e 30,73 % SHT a 27,0 °C. Pode-se observar que o AF ao final do experimento tendeu ao decréscimo enquanto ao AH tendeu a incrementar, devido provavelmente a mineralização do ácido fúlvico e a sua transformação em ácido húmico.

Na decomposição de *E. najas* os resultados sugerem que para as temperaturas de 17,7 e 20,3 °C predominaram os consumos das frações lábeis e ao final ocorreram o consumo gradual das frações refratárias. Sugerem também que nestas temperaturas, no final do experimento, ocorreu a predominância da formação dos ácidos húmicos.

No geral, para *E. najas* a mineralização foi cerca de 2 vezes maior que a humificação e no caso da *E. azurea* a humificação foi da ordem de mesma grandeza que a mineralização.

Relacionando o processo de humificação das frações particuladas de ambas as espécies, observou-se uma maior formação de compostos húmicos nos detritos de *E. najas* em relação aos detritos de *E. azurea* com o predomínio do AF.

Os ácidos fúlvicos foram os principais constituintes nas composições da substância húmica de ambas as espécies de macrófitas aquáticas, talvez esse predomínio tenha ocorrido devido ao fato de que o AF seja um precursor do AH (STEVENSON, 1982). As degradações das substâncias húmicas indicam que os detritos de *E. azurea* e *E. najas* constituíram-se de frações heterogêneas (compostos lábeis e refratários) com predominância dos ácidos fúlvicos.

As proporções de AH e AF nos detritos das duas espécies de macrófitas, sugerem que as formações destes compostos na Lagoa do Óleo sejam rápidos e provavelmente sejam incorporados ao sedimento. Considerando a ocupação, a biomassa do estande de *E. azurea* e a composição dos seus detritos, supõe-

se que na Lagoa do Óleo a decomposição desta macrófita deva contribuir mais para o estoque de compostos húmicos deste ambiente que a degradação de *E. najas*. Por outro lado, possivelmente, os detritos de *E. najas* dão suporte a manutenção dos ciclos rápidos das cadeias de detrito da lagoa.

Através dos resultados apresentados na Figura 31 e 32 foi possível verificar para as duas espécies de macrófitas aquáticas o predomínio da contribuição dos detritos particulados no processo de humificação.

Pode-se observar que os ácidos fúlvicos do particulado foram os principais constituintes dos compostos húmicos nos detritos das duas espécies de macrófitas aquáticas independente do tempo e da temperatura. O AF do material dissolvido apresentou baixa contribuição para o conjunto dos compostos húmicos; da SHT seus valores variaram entre 3 a 0,3 %. Os valores de AF do particulado contribuiu para o processo de humificação em até 87 %. A predominância do AF foi mais acentuada para a macrófita aquática *E. najas*. O AH da fração particulada de ambas as espécies se apresentou elevado, enquanto o AH do dissolvido não foi detectado.

Estudos realizados por CUNHA & BIANCHINI Jr. (2001) indicaram a predominância do ácido fúlvico nas frações particuladas e sua predominância em relação ao ácido húmico. No geral, pode-se concluir que as frações particuladas dos detritos contribuem em maior proporção para o processo de formação de ácidos fúlvicos. O destino destes compostos remanescentes na Lagoa do Óleo, provavelmente devem ser incorporados ao sedimento e talvez possam ser complexados através de íons metálicos e ou floculados.

Os teores de substâncias húmicas dissolvidas (SHD) se apresentaram baixos se comparados com as substâncias húmicas provenientes dos detritos particulados; nos dois tipos de detritos as SHD foram constituídas apenas de AF, provavelmente porque ele seja um precursor do AH.

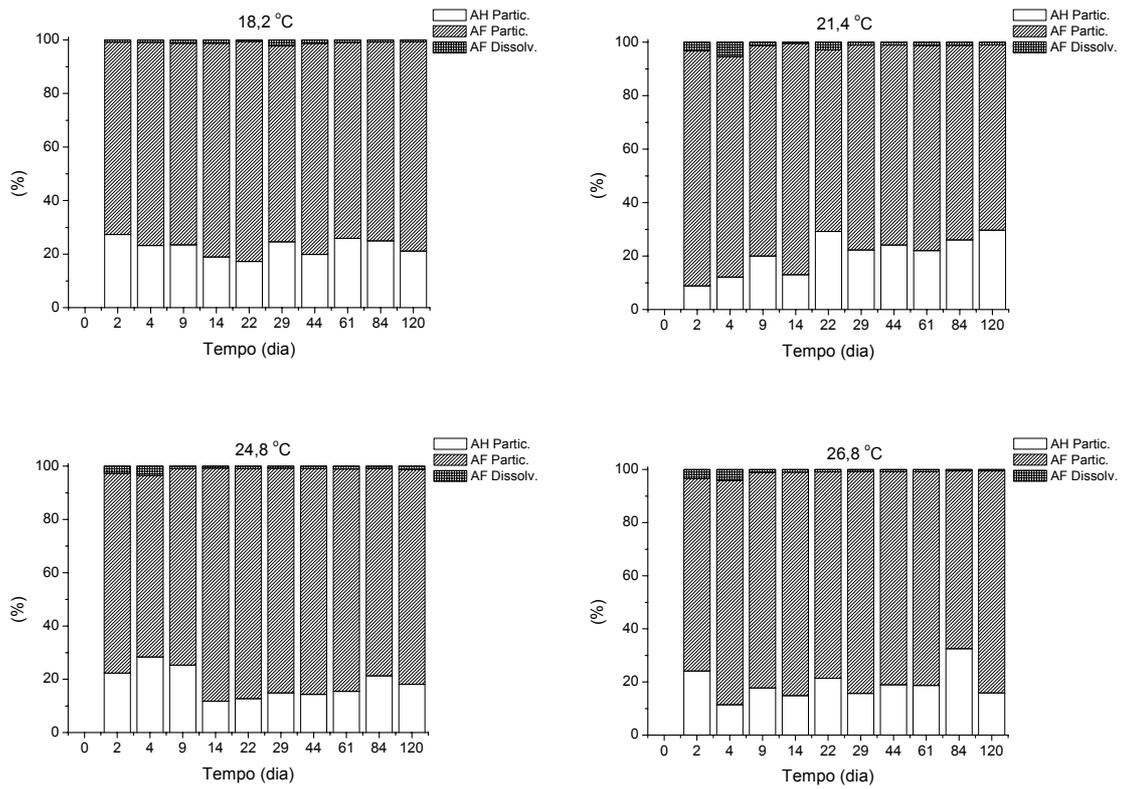


FIGURA 31 - Variação temporal da composição das substâncias húmicas extraídas das frações particuladas e dissolvidas retiradas da decomposição de *E. azurea*.

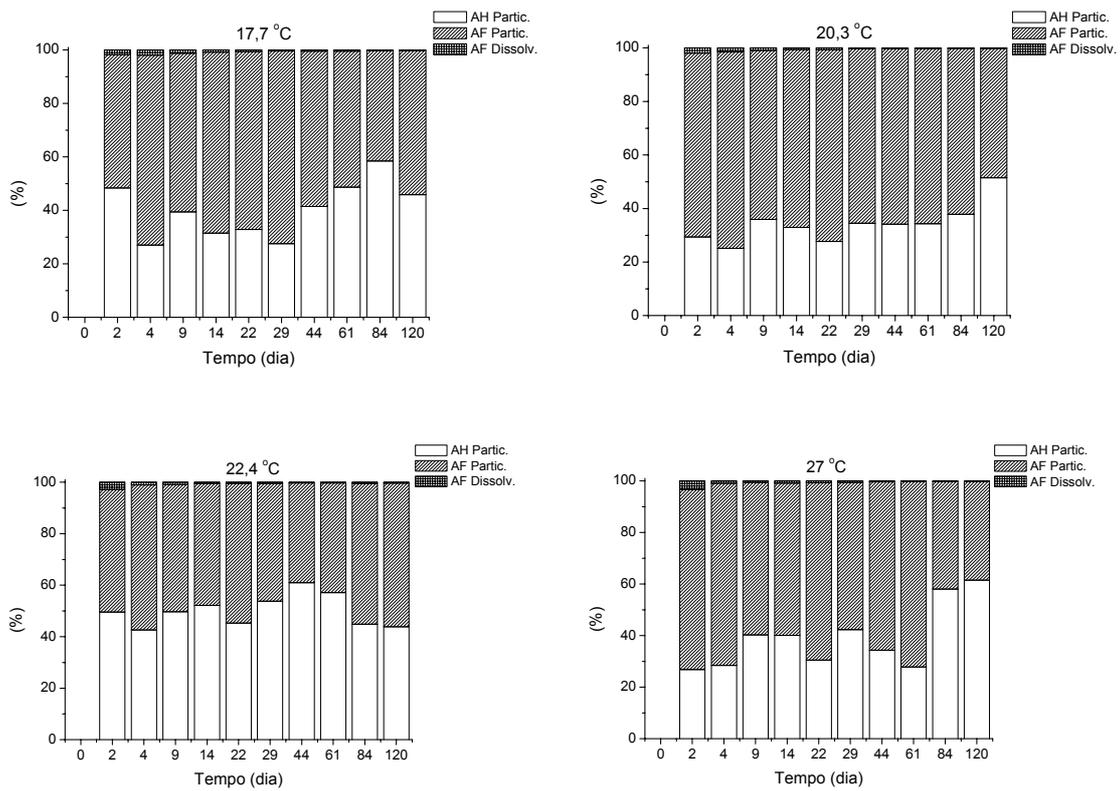


FIGURA 32 - Variação temporal da composição das substâncias húmicas extraídas das frações particuladas e dissolvidas retiradas da decomposição de *E. najas*.

4.6 Os Processos de Degradação de *E. azurea* e *E. najas*

Comparando as produções de gases na decomposição anaeróbia das duas espécies de macrófitas, pode-se observar que em relação ao CO₂ seu rendimento foi sempre mais elevado nas incubações com *E. azurea*, em todas as temperaturas.

Durante todo o experimento para os dois tipos de detritos de macrófitas aquáticas houve intensa produção de gases. Deve-se ressaltar que o CO₂ sempre esteve presente, mesmo ao final das incubações, mas em proporções menores.

Em relação ao metano, os seus coeficientes de formação nas degradações das duas espécies, apresentaram comportamentos semelhantes, com a formação deste gás tendendo a aumentar em relação ao aumento da temperatura. O rendimento para metano foi sempre mais elevado (até 10 vezes, CH_{Máx}) na decomposição de *E. najas*.

A formação do metano liberado na decomposição destas plantas em tempos diferentes indica que, provavelmente, houve uma sucessão de microrganismos até ocorrer a formação de CH₄.

Entre os detritos utilizados, os de *E. najas* foram os que mais contribuíram para a produção de CO₂ e CH₄, devendo-se provavelmente a sua composição estrutural (compostos lábeis/solúveis) que fez com que estes gases fossem mais facilmente produzidos.

De uma maneira geral, para a decomposição das duas macrófitas aquáticas verificou-se que:

i) houve uma tendência ao incremento dos rendimentos dos gases ao se elevar as temperaturas. A formação de CO₂ obteve maior rendimento que o CH₄. Nas temperaturas de 22,4 e 27,0 °C para *E. najas* os rendimentos foram maiores para a formação do metano. Nas temperaturas de 21,4 °C (*E. azurea*) e 20,3 °C (*E. najas*) os rendimentos foram semelhantes para os dois processos. Pode-se sugerir ainda que o CO₂ presente nas incubações a 24,8 e 26,8 °C para *E. azurea* e 22,4 °C e 27,0 °C para *E. najas* tiveram seus rendimentos mais baixos devido à sua redução para a forma de CH₄. Portanto, supõe-se que o CO₂ foi parcialmente transformado para CH₄, pois o rendimento foi relativamente mais elevado neste gás. WADA, *et al.* (1997) estudando a

decomposição anaeróbia e a emissão de metano dos solos em plantações de arroz, demonstrou que uma das causas do decaimento do CO₂ na decomposição anaeróbia do carbono orgânico está relacionado especialmente às altas temperaturas quando a produção de CH₄ se torna mais intensa. O fato sugeriu que parte do CO₂ tenha sido convertido para CH₄.

ii) para *E. najas*, os inícios de formação do CH₄ ocorreram após 72 dias (17,7 °C), 45 dias (20,3 °C), 10 dias (22,4 °C) e 3 dias (27,0 °C), Figura 28. Resultados parecidos em campos de arroz a temperatura ambiente, foram obtidos por YANG & CHANG (1998) que verificaram o início de produção de metano a 22,4 °C ao 18º dia e 27,0 °C ao 20º dia. O início da formação do metano foi abreviada na decomposição de *E. najas*. Na decomposição de *E. azurea* tais inícios foram retardados. Nesse contexto, pode-se considerar que a formação do CH₄ envolveu uma complexa rede de organismos desde que as condições do meio permitissem. A temperatura, a salinidade, o potencial redox, o pH e a quantidade de matéria orgânica têm sido citados como os principais fatores que influenciam os processos metanogênicos (GODSHALCK, 1988; CONRAD, 1993; FEY & CONRAD, 2000).

Com exceção aos frascos mantidos na temperatura de 18,2 e 17,7 °C para *E. azurea* e *E. najas*, os rendimentos de CH₄ foram favorecidos principalmente para a *E. najas*. As formações de metano apresentaram-se mais elevadas nas temperaturas de 24,8 e 26,8 (*E. azurea*) e 22,4 e 27,0 °C (*E. najas*), indicando neste caso uma melhor condição para o desenvolvimento dos processos microbianos envolvidos. Com base na literatura (p. ex: CONRAD, 1993; FEY & CONRAD, 2000), estes resultados sugerem que a temperatura tenha modificado as rotas de transformação do carbono e favorecido as bactérias metanogênicas através da alternância de microrganismos selecionados pelas temperaturas mais extremas.

De modo geral, supõe-se que em temperaturas baixas o metano se forme através da redução de acetato (FEY & CONRAD, 2000), enquanto que nas altas a metanogênese ocorra através da redução do CO₂ (via H₂/CO₂). Na temperatura de 20,3 °C (incubação com *E. najas*) parece ter ocorrido a equivalência destas vias de mineralização de carbono para transformação do metano.

No intervalo de temperatura entre 17,7 e 22,4 °C (*E. najas*) e 21,4 e 26,8 °C (*E. azurea*) a produção do CH₄ parece ter apresentado uma relação linear, ou seja, aumentando a temperatura aumentou a quantidade de metano produzido. Os resultados de rendimento apresentados mostraram que o CO₂ e o CH₄ tenderam ao incremento conforme o aumento da temperatura. Resultado similar também foi observado em solos de plantações de arroz localizados em Taiwan (YANG & CHANG, 1998).

Os rendimentos de CH₄ verificados neste estudo foram similares aos obtidos em experimentos realizados em plantações de arroz, nos quais se verificou ainda que a temperatura afetou as taxas de formação de CH₄, modificando os caminhos pelos quais ocorreram os processos de degradação do carbono orgânico e a alteração da comunidade microbiana anaeróbia envolvida.

Em experimentos que visaram a descrição da metanogênese a partir de substratos presentes nas plantações de arroz, FEY & CONRAD (2000) verificaram a exemplo do ocorrido neste estudo, a produção de CH₄ e CO₂ logo no início das incubações. Outra observação relatada foi o aumento da comunidade das arqueas *Methanosaetaceae* com o aumento da temperatura, em contraste ao decréscimo das *Methanosarcinaceae*, sendo essas mais comuns em temperaturas baixas (KONIG & STETTER, 1989).

Estudos de metanogênese em plantações de arroz sob baixas temperaturas mostraram a existência de competição entre as bactérias acetogênicas e as metanogênicas, diminuindo, conseqüentemente, a produção de CH₄ (NOZHEVNIKOVA, *et al.*, 1994). A transformação metanogênica é causada pela reação de remoção do acetato e hidrogênio (elétrons) para a forma de metano. As transformações acetogênicas são causadas pelas fermentações, e seus produtos finais podem ser H₂, CO₂ ou acetato (ZEIKUS, 1990). Entre as bactérias acetogênicas estão as homoacetogênicas que são aquelas que formam acetil-CoA em conseqüência do catabolismo do carbono.

FEDERLE & VESTAL (1980), que realizaram uma das primeiras incubações anaeróbias envolvendo lignina e sedimento (15 °C), determinaram que após 50 dias 16 e 23% da celulose foi convertida para CO₂ e CH₄, respectivamente. Observaram também que a lignina e a celulose são grandes fontes de carbono orgânico particulado em áreas alagadas.

BENNER *et al.* (1984) incubando plantas aquáticas de alagados em condições anaeróbias, determinaram a liberação de CO₂ e CH₄ durante 280 dias. Os resultados mostraram que para *Juncus roemerianus* 5% dos polissacarídeos foram transformados em CO₂ e CH₄, enquanto que para *Carex walteriana* esse valor foi de 10%. Para a *Spartina alterniflora* 17% do carbono de polissacarídeos foram convertidos em CO₂ e CH₄.

Segundo SCHINK (1990), as proporções entre os gases produzidos na degradação anaeróbia estão estritamente ligadas ao estado de oxidação em que se encontra o substrato. Por exemplo, carboidratos são convertidos para CO₂ e CH₄ em quantidades equivalentes os lipídeos produzem mais metano do que gás carbônico; ácidos fórmico e oxálico produzem mais CO₂ do que CH₄. Em digestores anaeróbios a porção de metano varia entre 60% e 70% dos gases liberados devido à solubilidade do CO₂ na água e sua parcial conversão para bicarbonato (CHERNICHARO, 1997).

Em relação ao COPLS, a *E. azurea* foi a macrófita que apresentou a menor perda de massa em todas as temperaturas. Sugere-se que por ser uma espécie emersa suas estruturas de sustentação são mais resistentes à degradação que as da *E. najas*. BARBIERI (1984), estudando a composição de macrófitas aquáticas submersas, demonstrou que estas plantas possuem menores quantidades de estruturas rígidas se comparado com as macrófitas emersas e flutuantes. As plantas com estruturas mais rígidas são, portanto, menos suscetíveis à degradação e possuem também menor quantidade de material lábil. A *E. najas* por sua vez, apresentou nas temperaturas de 22,4 e 27 °C uma degradação mais rápida gerando menor quantidade de material remanescente ao final do experimento.

Na degradação das plantas aquáticas pode-se constatar que além da qualidade do detrito, a temperatura teve influência: i) alterou o conteúdo de COPLS dos detritos de *E. najas* (os teores de COPL dos detritos de *E. azurea* mantiveram-se semelhantes nas diferentes temperaturas); ii) tendeu a incrementar os coeficientes de oxidação (k_1 , k_3 e k_4) e os de metanogênese; iii) favoreceu a produção de metano. Considerando os valores de Q_{10} dos organismos envolvidos com estes processos degradativos é possível inferir que a temperatura é um importante fator que interfere na ciclagem dos detritos da Lagoa do Óleo.

Com relação ao COD, observou-se uma maior formação destas frações nos períodos iniciais dos processos de decomposição. O processo de solubilização foi mais intenso para *E. najas* nas temperaturas de 22,4 e 27 °C. Este comportamento fortalece o argumento que a diferença de decaimento do COPLS esteve relacionado ao efeito da temperatura e da qualidade original do recurso.

As cinéticas calculadas para o COC (a partir do balanço de massa, Eq. 6) e os ajustes entre os valores calculados e obtidos experimentalmente (a partir do COP e COD, Eq. 1) mostraram que os modelos desenvolvidos foram razoavelmente precisos.

O COC demonstra que para a *E. azurea* a quantidade de carbono consumido foi menor que a *E. najas*, em aproximadamente, até 4 vezes, sugerindo que as diferenças estruturais sejam responsáveis pelas diferentes taxas de degradação. Os resultados das simulações foram próximos aos experimentais, indicando que o modelo proposto foi sensível para descrever os processos de perda de massa das macrófitas aquáticas utilizadas.

4.6.1 Destinos do Carbono Orgânico Consumido de *E. azurea* e *E. najas*

Através destes experimentos pode-se observar que o CO₂ sempre foi preferencialmente produzido e com o aumento da temperatura, sua produção tendeu a diminuir e a do metano tendeu a aumentar.

Provavelmente, as emissões do CO₂ estiveram ligadas a dois fatores: i) às elevadas taxas de degradação dos compostos lábeis dos detritos ocorrida no início do experimento; ii) à competição pela formação do CH₄, uma vez que uma das rotas de formação do metano é via CO₂ + H₂. Em relação ao metano foi possível notar a antecipação do início de sua produção com o aumento da temperatura e que seu rendimento também foi favorecido por esse fator. Outro fator controlador da liberação do metano para *E. azurea*, foi a qualidade dos detritos, com sua produção sendo maior na fase de predomínio da degradação do material refratário.

Considerando que a Lagoa do Óleo funcione de maneira semelhante as demais lagoas desta planície de inundação, com período de seca de maio a outubro com diminuição da temperatura e elevada oxigenação (mín. de 18 °C)

e período de chuva com temperatura (máx. de 29 °C) e precipitação elevada (novembro a abril) e baixa oxigenação (BALLESTER, 1994; LEMOS, 2000; GUNTZEL, 2001). Em condições típicas da Lagoa do Óleo, supõe-se que os detritos de *E. azurea* que contribuem para a lagoa sejam provenientes das frações refratárias e os de *E. najas*, contribuam através dos compostos lábeis/solúveis. No verão, segundo LEMOS (2000), é a época que a macrófita *E. azurea* gera a maior produção de detritos da Lagoa do Infernã.

A Lagoa do Óleo no verão, quando ocorre o aumento da temperatura na água, as velocidades de mineralizações favorecem a degradação da fração lábil da macrófita aquática *E. najas* e também os teores de COPLS. Para *E. azurea* o aumento da temperatura favorece a mineralização das frações refratárias nesta espécie, fazendo com que ela seja a principal contribuinte de detritos para a lagoa. BITAR *et al.* (2002) estudando a degradação anaeróbia de alguns recursos vegetais (folha, serapilheira e galhos), determinaram que somente pequenas parcelas da matéria orgânica são facilmente oxidáveis ou solubilizadas e a principal via de mineralização constitui a oxidação da matéria orgânica particulada, com taxas relativamente baixas.

BALLESTER (1994), estudando a emissão de gases biogênicos na Lagoa do Infernã e Diogo, determinou que a exportação do CO₂ e CH₄ para estas lagoas são quantitativamente significativas. Com base nos resultados destes experimentos supõe-se, que em termos quantitativos, na Lagoa do Óleo preferencialmente ocorra maior emissão de CO₂ se comparado com a emissão do CH₄. No entanto a contribuição do metano no processo de decomposição e ciclagem do carbono na lagoa pode ser significativa.

As emissões de CO₂ e CH₄ dos experimentos sugerem que na Lagoa do Óleo no verão, com o aumento de entrada de água e detritos ocorram as maiores emissões destes gases. No inverno a contribuição destes gases, principalmente o metano, deve ser menor, pois nesta época ocorrem temperaturas baixas e aumento das concentrações de oxigênio dissolvido. Portanto, o hidroperíodo juntamente com a temperatura devem-se constituir nas variáveis chaves das emissões destes gases.

As características dos detritos também influenciaram a produção e o consumo dos gases, pois as maiores emissões foram observadas para a macrófita *E. najas*, que apresenta detritos de fácil degradação quando

comparado com a *E. azurea*. A presença de *E. najas* na Lagoa do Óleo nos períodos de chuva ocupa aproximadamente 25 % da lagoa, enquanto a presença de *E. azurea* ocupa apenas pequenos bancos espaçados neste ambiente. Assim, supõe-se que uma parte principal das possíveis emissões destes gases na Lagoa do Óleo sejam originados a partir da decomposição de *E. najas*.

5. CONCLUSÕES

Com base nos procedimentos metodológicos adotados concluiu-se que:

A metodologia utilizada para as descrições das cinéticas da degradação das plantas aquáticas foi adequada, permitindo comparações diretas entre os parâmetros selecionados.

A temperatura influenciou principalmente as velocidades de mineralização da macrófita aquática *E. najas*. O incremento da temperatura favoreceu a ocorrência dos processos de ciclagem de curto prazo. Entretanto, as taxas de mineralização do carbono orgânico dissolvido não foram afetadas com o aumento da temperatura.

O início das emissões de CO₂ e CH₄ foram favorecidos na decomposição da macrófita aquática *E. najas*, devido à sua estrutura mais lábil, de fácil degradação.

A Lagoa do Óleo é uma fonte potencial de gases CO₂ e CH₄ para a atmosfera. Em termos quantitativo, a exportação do carbono na forma de CO₂ deve ser o processo dominante nesse ambiente.

Em geral, os detritos de *E. najas* suportam os processos metabólicos de curto prazo dos decompositores. Os detritos de *E. azurea* favorecem a formação dos compostos húmicos.

As substâncias húmicas das frações refratárias das macrófitas aquáticas *E. azurea* e *E. najas* são importantes contribuintes para o estoque de detritos na Lagoa do Óleo. Dentre os compostos húmicos dos detritos, os AF foram predominantes. Portanto, a Lagoa do Óleo deve possuir elevadas quantidades de carbono na forma de AF particulado.

Os modelos matemáticos desenvolvidos foram adequados para as descrições dos processos de decomposição de *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*. No geral, os resultados teóricos mostraram-se próximos aos experimentais.

Nos processos de degradação de curto prazo (4 meses) de *E. najas* foram convertidos para metano de 10 a 25 % do carbono orgânico total; 25 a 30%, aproximadamente do COT foram convertidos para substância húmica (predomínio dos Ác. Fúlvicos dos detritos particulados) e o restante (de 20 a 30%) para CO₂.

Na degradação de *E. azurea* (4 meses) aproximadamente 3% do COT foram convertidos para metano, aproximadamente 6% do carbono orgânico foram mineralizados à CO₂ e 25% do carbono do detrito foram transformados em substância húmica (predomínio dos Ác. Fúlvicos dos detritos particulados)

6. PERSPECTIVAS

- Registrar temporalmente os aportes de detritos das espécies utilizadas (funções de senescência e morte); com os modelos desenvolvidos neste estudo será possível descrever para a Lagoa do Óleo grande parte do seu ciclo do carbono.
- Realizar um levantamento sobre os teores de CO₂ e CH₄ na coluna de água e estudar os fluxos destes gases nas interfaces sedimento-água e água-atmosfera na Lagoa do Óleo e nas demais lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu.
- Estimar a importância da planície de inundação na ciclagem de carbono, ressaltando a metanogênese na decomposição do carbono.
- Realizar estudos referentes à sucessão das comunidades bacterianas que participam do processo de decomposição anaeróbia em ambientes aquáticos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AERTS, R. & TOET, S. Nutritional controls on carbon dioxide and methane emission from *Carex-dominated* peat soil. *Soil Biology & Biochemistry*. v.29 (11/12). p.1683-1690. 1997.
- ANTONIO, R. M. **Estimativa da capacidade heterotrófica do Lago Infernã (Estação Ecológica do Jataí, SP)**. São Carlos. UFSCar. (Dissertação). 82p. 1996.
- ANTONIO, R. M., BITAR, A. L. & BIANCHINI, Jr., I. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Brasil*. v.11(2). p.1-16. 1999.
- ANTONIO, R. M. & BIANCHINI, Jr., I. The effect of temperature on the glucose cycling and oxygen uptake rates in the Infernã Lagoon water, state of São Paulo, Brasil. *Acta Scient.* v.24(2). p.291-296. 2002.
- AONA, L.Y.S. & AMARAL, M.C.E. Hydrocharitaceae. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (submetido).
- ARBER, A. **Water plants: a study of aquatic angiosperms**. Ed. Wheldon & Wesley, NY. 436p. 1978.
- BALLESTER, M. V. R. **Dinâmica de gases biogênicos (CH₄, O₂ e CO₂) em ecossistemas aquáticos da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu (Estação Ecológica de Jataí, São Paulo)**. São Carlos. UFSCar. (Tese). 172p. 1994.
- BALLESTER, M. V. R. & J. E. SANTOS. Biogenic gases (CH₄, CO₂ and O₂) distribution in a riverine wetland system. *Oecol. Brasil*. p.21-32. 2001.

- BARBIERI, R. **Estudo da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas e suas implicações no metabolismo da Represa do Lobo (Broa) SP.** São Carlos, UFSCar. (Dissertação). 285p. 1984.
- BENNER, R., MACCUBBIN, A. E. & HODSON, R. E. Anaerobic biodegradation of lignin and polysaccharide components of lignocellulose and synthetic lignin by sediment microflora. *Appl. Environ. Microbiol.* p.998-1004. 1984.
- BIANCHINI I., Jr. Estudos dos processos de humificação de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. São Carlos, UFSCar. (Doutorado). 285p. 1985.
- BIANCHINI I., Jr. The degradation process of organic matter in reservoirs. Hydropower plants and greenhouse gas emissions. In: **Energy planning program.** Rosa, L. P. & dos Santos, M. A. Rio de Janeiro. COPPE REPORTED/Ed. Tecnológica. p.6-27. 1997.
- BIANCHINI I., Jr., ANTÔNIO, R. M. & de MOURA, L. F. On the Manometric method for estimating the anaerobic mineralization aquatic ecosystems: kinetic and methodological aspects. *Rev. Microbiol.* São Paulo. v.28 (Suppl.). p.83-90 1997.
- BIANCHINI I., Jr. & TOLEDO, A. P. P. Estudo da mineralização de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. In: **Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia.** UFSCar. São Carlos. p.1315-1319. 1998.
- BITAR, A. L. & BIANCHINI I., Jr. Efeito do teor de matéria orgânica dissolvida sobre as taxas de seu processo de mineralização. In: **Anais do I Seminário: Qualidade de águas Continentais no MERCOSUL.** Porto Alegre. UFRS. p.311-329. 1994.
- BITAR, A. L., ANTONIO, R. M. & BIANCHINI I., Jr. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serrapilheiras. *Acta. Limnol.* v.14(2). 17-26. 2002.

- BITAR, A. L. & I. BIANCHINI I., Jr. Mineralization assays of some organic resources of aquatic systems. *Braz. J. Biology*. v.62. p.557-564. 2002.
- BOONE, D. R. & XUN, L. Effects of pH, temperature and nutrients on propionate degradation by a methanogenic enrichment culture. *Appl. Environ. Microbiol.* v.53. p.1589-1592. 1987.**
- BROECKER, W. S., TAKAHASHI, T., SIMPSON, H. J. & PENG, T. H. Fate of fossil fuel carbon dioxide and the global carbon budget. *Sci.* v.206. p.409-418. 1979.
- BRYANT, M. P. Microbial methane production – theoretical aspects. *J. Anim. Sci.* v.48. p.193-201. 1979.
- BUBIER, J. T. & MOORE, T. R. Na ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. *Trends in Ecol. and Evol.* v.9. p.460-464. 1994.
- BUTH, G. Decomposition of roots of three plant communities in a dutch salt marsh. *Aquat. Bot.* v.29. p.123-128. 1987.
- CAMPOS, J. F. Jr. & BIANCHINI I., Jr. Liberação de gases durante a decomposição anaeróbia de três espécies de macrófitas aquáticas. In: **Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia**. São Carlos. UFSCar. v.8. p.1289-1300. 1998.
- CAMPOS, J. F. Jr. **Contribuição ao estudo da decomposição de macrófitas aquáticas da Lagoa do Infernã: processo anaeróbio**. São Carlos. UFSCar. (Dissertação). 130p. 1998.
- CAO, M., GREGSON, K., MARSHALL, S., DENT, J. B. & HEAL, O. W. Global methane emissions from rice paddies. *Chemosphere*. v.33 (5). p.879-897. 1996.

- CAO, M., GREGSON, K. & MARSHALL, S. Global methane emission wetlands and its sensitivity to climate change. *Atmosp. Environment*. v.32(19). p.3293-3299. 1998.
- CHAPRA, S. C. & RECKHOW, K. H. **Engineering approaches for lake management. *Mechanistic Modeling***. Woburn: Butterworth/Ann Arbor. v.2. 1983.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Universidade Federal de Minas Gerais – DESA. Belo Horizonte. 245p. 1997.
- CICERONE, R. J. & OREMLAND, R. S. Biochemical aspects at Atmospheric methane. *Global Biogeochem. Cycles* v.4. p.299-327. 1988.
- COOK, C.D.K. & URMI-KÖNIG, K. A revision of the genus *Egeria*. *Aquatic Bot.* v.19. p.73-96. St. John, H. 1961. Monograph of the genus *Egeria* Planchon. *Darwiniana* v.12. v.293-207. 1984.
- CONRAD, R. Mechanism controlling methane emission from wetland rice fields. *In: The biogeochemistry of global change: radiative trace gases*. Ed. R.S. Oremland, NY. Chapman & Hall, p.317-335, 1993.
- CONSEMA. **Áreas naturais do Estado de São Paulo. São Paulo**. 16p. 1985.
- COUTINHO, M. E. **Ecologia Populacional de *Eichhornia azurea* Kunth e sua participação na dinâmica da vegetação aquática da Lagoa do Infernã**. São Carlos. UFSCar. (Dissertação). 143p. 1989.
- CRILL, P. M., BARTLETT, K. B. WILSON, J. O., SEBACHER, D. I. & HARRIS, R. C. Tropospheric methane from the Amazon floodplain lake. *J. Geophys.* v.93. p.1564-1570. 1988.

- CRILL, P. M. Latitudinal differences in methane fluxes from natural wetlands. In: **Cycling of reduced gases in the hydrosphere**. ADAMS, D. S. & CRILL, P. M. Stuttgart, Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung. 126.p. 1990.
- CUNHA, M. B. & BIANCHINI I., Jr. Cinéticas de mineralização aeróbia de celulose e lignina durante a degradação de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta. Limnol. Bras.* v.10. p.59-69. 1998.
- CUNHA, M. B. & BIANCHINI I., Jr. Degradação anaeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*: cinéticas de formação de gases. *Acta Limnol. Bras.* v.11(1). p.15-26. 1999.
- CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI I., Jr. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* da Lagoa do Infernã. In: **Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica do Jataí**. Santos, J. E. & Pires, J. S. R. Rima. São Carlos. v.2. p.631-643. 2000.
- CUNHA, M. B. & BIANCHINI I., Jr. Formação de compostos húmicos a partir da degradação de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*. *Acta Limnol. Bras.* v.13(2). p.35-43. 2001.
- CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI I., Jr. Humic substance mineralization in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Hydrobiol.* v.468. p.33-43. 2002.
- De ANGELIS, D. L. **Dynamics of nutrients cycling and food webs**. Chapman Hall. London. 268p. 1997.
- DUARTE, C. M., PLANAS, D. & PEÑUELAS, J. Macrophytes, taking control of ancestral home. In: **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. Margalef, R. Amsterdam, Elsevier. p.59-79. 1994.

- FASSET, N. C. **A manual of aquatic plants**. Ed. University of Wisconsin Press, Ltda. 405p. 1977.
- FEDERLE, T. W. & VESTAL, J. R. Lignocellulose mineralization by arctic lake sediments in response to nutrient manipulation. *Appl. Environ. Microbiol.* v.40. p.32-39. 1980.
- FEY, A. & CONRAD, R. Effect of temperature on carbon and electron flow and on the archaeal community in methanogenic rice field soil. *Appl. Environ. Microbiol.* v.6 (11). p.4790-4797. 2000.
- GODINHO, M. J. L. (org.). Relatório da disciplina de ecologia de microorganismos lacustres, do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos. UFSCar. p.52. 2000.
- GODSHALCK, G. **Bacterial metabolism**. 2nd ed. New York. Springer-Verlag. 1988.
- GOLTERMAN, H. L., CLYNO, R. S. & OHSNTAD, M. A. M. **Methods for chemical analysis of freshwaters**. Oxford. Blackwell Scientific Publication. 213p. (IBP Handbook, 8). 1978.
- GONZÁLEZ, L., SOUTO, X. C. & REIGOSA, M. J. Allelopathic effects of *Acacia melanoxylon* R.Br. phyllodes during their decomposition. *Forest Ecol. and Management.* v.77. p.53-63. 1995.
- GRISI, B., GRACE, P., BROOKES, A., BENEDETTI, A. & DELL'ABATE. Temperature effects on organic matter and microbial biomass dynamics in temperate and tropical soils. *Soil. Biol. Biochem.* v.30. (10). p.1309-1315. 1998.
- GRODOWITZ, M. J. **Aquatic Plant information System**. CD-ROM. Address: 3909 Halls Ferry Road. Vicksburg, Mississippi. 1998.

GUNTZEL, A. M., ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E. L. G. & RIETZLER, A. C. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: I *Rotífera*. In. **Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica do Jataí**. Santos, J. E. & Pires, J. S. R. São Carlos. Rima. v.2. p.537-557. 2001.

HARPER, S. R. & POHLAND, F. G. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. *Biotechnol. and Bioeng.* v.28. p.585-602. 1985.

HANSON, R. S. & HANSON, T. E. Methanotrophic bacteria. *Microbiol. Rev.* v.60. p.439-471. 1996.

HEDGES, J. I., CLARK, W. A., QUAY, P. D., RICHEY, E. J., DEVOL, H. A. & SANTOS, U. de M. Composition and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. *Limnol. Oceanogr.* v.31. p.717-738. 1986.

HOENE, F. C. **Plantas aquáticas**. Instituto de Botânica-SP. Secretaria da Agricultura de São Paulo. 168p. 1948.

HOUGHTON, R. A., HOBBIE, J. E., MELILLO, J. M., MOORE, B., PETERSON, B. J., SHAVER, G. R. & WOODWELL, G. M. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecol. Monographs.* v.53. p.235-262. 1983.

HOUGHTON, R. A. Is carbon accumulating in the northern temperate zone? *Global Biogeochem. Cycles.* v.7 (3). p.611-617. 1993.

HULZEN, J. B., SEGERS, R., BODEGOM, P. M. & LEFFELAAR, P. A. Temperature effects on soil methane production: na explanation for observed variability. *Soil Biol. & Bioch.* v.31. p.1919-1929. 1999.

- INUBUSHI, K., HORI, K., MATSUMOTO, S. & WADA, H. Anaerobic decomposition of organic carbon in paddy soil in relation to methane emission to atmosphere. *Water Sci. Tech.* v.36. p.523-530. 1997.
- IPCC. Radiative Forcing of Climate Change and an evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios. (1995). Eds. Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Bruce, J., Lee Hoesung, B., Callander, A. & Haites, E. Cambridge. Cambridge University Press, 1994
- JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. São Paulo. Editora Nacional. 1987. 775p.
- JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling. Developments in Environmental Modelling**. Amsterdam. Elsevier. v.9. 364p. 1986.
- JUNK, W. J. Áreas inundáveis, um desafio para a limnologia. *Acta Amazôn.* v.10. p.775-795. 1980.
- KAUPPI, P. E., MIELIKAINEN, K. & KUSELA, K. Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Sci.* v.256. p.70-74. 1992.
- KELLY, C. A. & CHYNOWETH, D. P. The contributions of temperature and of the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis. *Limnol. & Oceanog.* v.26. p.891-897. 1981.
- KIM, B., CHOI, K., KIM, C., LEE, U. & K, Y. Effects of the summer monsoon on the distribution and loading of organic carbon in a deep reservoir, Lake Soyang, Korea. *Wat. Res.* v.34 (14). p.3495-3504. 2000.
- KONIG, H. & STETTER, K. O. Archaeobacteria. *In: Bergey's manual of systematic bacteriology*. Stanley, J. T., Bryant, M. P. & Holf, J. H. Baltimore. Williams & Williams. v.3. p.2171-2214. 1989.

- KORNER, C. & ARMONE, J. A. I. Responses to elevated carbon dioxide in artificial tropical ecosystems. *Sci.* v.257. p.1672-1675. 1992.
- LAL, M. & SUBBARAYA, B. H. Greenhouse gases in the earth's atmosphere. In: LAL, M. Ed: *Global warming-concern for tomorrow*. New Delli. Tata McGraw-HILL Publ. p.19-36. 1993.
- LAMB, H. H. Climate changes: the development of knowledge, problems of assessing trends, causes and human impact. In: **Global warming-concern for tomorrow**. LAL, M. New Delli. Tata McGraw-HILL Publ. p.1-18. 1993.
- LEMOS, M. A. L. **Influência da decomposição de macrófitas aquáticas na dinâmica do mercúrio em áreas alagáveis – com ênfase no processo de metilação do Hg**. São Carlos. UFSCar. (Tese). 150p. 2000.
- LETTINGA, G., HULSHOF, L. W. & ZEEMAN, G. **Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment**. Wageningen. Agricultural University. 124p. 1996.
- LOKSHINA, L. Y. & VAVILIN, V. A. Kinetic analysis of the key stages of low temperature methanogenesis. *Ecolog. Model.* v.117. p.285-303. 1999.
- LU, X. Q., HANNA, J. V. & JOHNSON, W. D. Evidence of chemical pathways of humification: a study of aquatic humic substances heated at various temperatures. *Chem. Geol.* v.177. p.249-264. 2001.
- MALCOM, R. L. Variation between humic substances isolated from soils, stream waters, and groundwaters as revealed by ¹³C-NMR spectroscopy. In: **Humic substances in soil and crop science**. Selected reading by American Society of Agronomy and Soil Society of American. Madison. p.13-35. 1990.
- McDONALD, J. A., FOWLER, D., HARGREAVES, K. J., SKIBA, U. S., LEITH, I. D. & MURRAY, M. B. Methane emission rates from a northern wetland,

response to temperature, water table and transport. *Atmosph. Environ.* v.32 (19). p.3219-3227. 1998.

McKANE, R. B., RASTETTER, E. B., MELILLO, J. M., SHAVER, G. R., HOPKINSON, C. S. & FERNANDES, D. N. Effects of global change on carbon storage in tropical forests South America. *Global Biogeochem. Cycle.* v.9 (3). p.329-350. 1995.

MITCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. NY. Van Nostrand Reinhold. 539p. 1983.

MOORHEAD, D. L., SINSABAUGH, R. L., LINKUNS, A. E. & REYNOLDS, J. F. Decomposition processes: modelling approaches and applications. *The Science of the Total Environ.* v.183. p.137-149. 1996.

NEDWELL, D. B. The input and mineralization of organic carbon in anaerobic aquatic sediments. In: **Advances in microbial ecology**. MARSHALL, K. C. New York. Plenum Press. p.93-131. 1984.

NEIFF, J. J. & IRIONDO, M. H. Bases para la interpretación ecológica y manejo de los grandes humedales de sudamerica. In: **Congresso Latino Americano de Ecologia II e Congresso de Ecologia do Brasil I**. Caxambu. Anais. 1992.

NOGUEIRA, F. M. B. **Importância das macrófitas aquáticas *E. azurea* e *S. cubensis* (Poepp & Kunth) na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa do Infernã, SP**. São Carlos. UFSCar. (Dissertação). 1989. 128p.

NOZHEVNIKOVA, A. N., KOTSYURBENKO, O. R. & SIMANKOVA, M. V. Acetogenesis at low temperature. In: **Acetogenesis**. Drake H. L. London. Chapman & Hall. p.416-431. 1994.

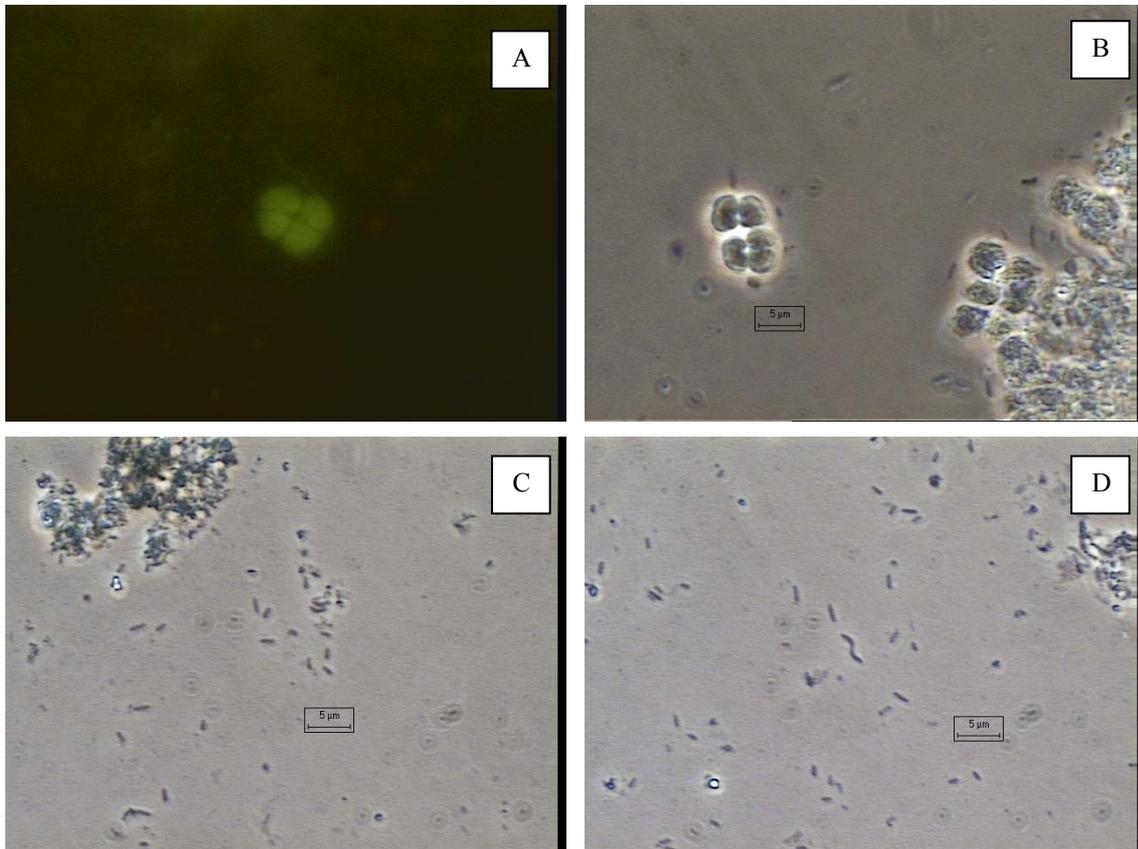
- ORENLAND, R. S. Biogeochemistry of methanogenic bacteria. In: **Biology of anaerobic microorganisms**. ZEHNDER, A. J. B. John Wiley & Sons. p.641-705. 1988.
- POZO, J. & COLINO, R. Decomposition processes of *Spartina maritima* in a salt marsh of the Basque country. *Hydrobiol.* v.231. p.165-175. 1992.
- PRESS, W. H., TEUKOLSKY, S. A., VETTERLING, W. T. & FLANNERY, B. P. **Numerical recipes in C: The art of scientific computing**. N. Y. Cambridge University Press. 994p. 1993.
- RHODE, H. A. Comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Sci.* v.248. p.1217-1219. 1990.
- ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E. L. G., RIETZLER, A. C. & WISNIEWSKI, M. J. dos SANTOS. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: III. *Copepoda* (Crustacea). In: **Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica do Jataí**. Santos, J. E. & Pires, J. S. São Carlos. Rima. v.2. p.587-598. 2001.
- ROGERS, K. H. Wetlands as accreting systems: organic carbon. *J. Limnol. Soc. Sth. Afr.* v.9. p.96-103. 1983.
- ROGERS, J. E. & WHITMAN, W. B. Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes. Washington. American Society for Microbiology. 1991.
- SANTOS, J. E. & MOZETO, A. A. **Programa de análise de ecossistemas e monitoramento ambiental: Estação Ecológica do Jataí (Luiz Antônio, SP). Ecologia de áreas alagáveis da planície do Rio Mogi-Guaçu**. Projeto Jataí. São Carlos. PPG-ERN/UFSCar. 1992.
- SEDJO, R. A. Temperate forest ecosystems in the global carbon cycle. *Ambio.* v.21. p.274-277. 1992.

- SEGER, R. Methane production and methane consumption: a review of process underlying wetland methane fluxes. *Biogeochem.* v.41. p.23-51. 1998.
- SENEVIRATNE, G. & HOLM, L. H. J. CO₂, CH₄ and N₂O emissions from a wetted tropical upland soil following surface mulch application. *Soil Biol. & Biochem.* v.30(12). p.1619-1622. 1998.
- SCHINK, B. Principles and limits of anaerobic degradation: environmental and technological aspects. *In: **Biology of anaerobic microorganisms.*** Zehnder, A. J. B. NY. John Wiley & Sons. p.771-846. 1990.
- SILVA, N. L. A. **Estudo da decomposição de *Scirpus californicus* (Meyer) na Lagoa Emboaba, Osório-RS, com ênfase na perda de biomassa e variação da composição química do detrito.** Porto Alegre. UFRGS. (Dissertação). 112p. 1992.
- SOARES, M. L. G. **Estudo da biomassa aérea de manguezais do sudeste do Brasil – análise de modelos.** São Paulo. Universidade de São Paulo – Instituto Oceanográfico. (Tese). v.1. 294p. 1997.
- SOUBES, M. Microbiologia de la digestion anaerobia. **Anais III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaerobio de aguas residuales.** Montevideo. p.15-28. 1994.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry.** Wiley Interscience Publication. New York. 443p. 1982.
- STUMM, W. & MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.** New York. WILEY & SONS. 780p. 1981.

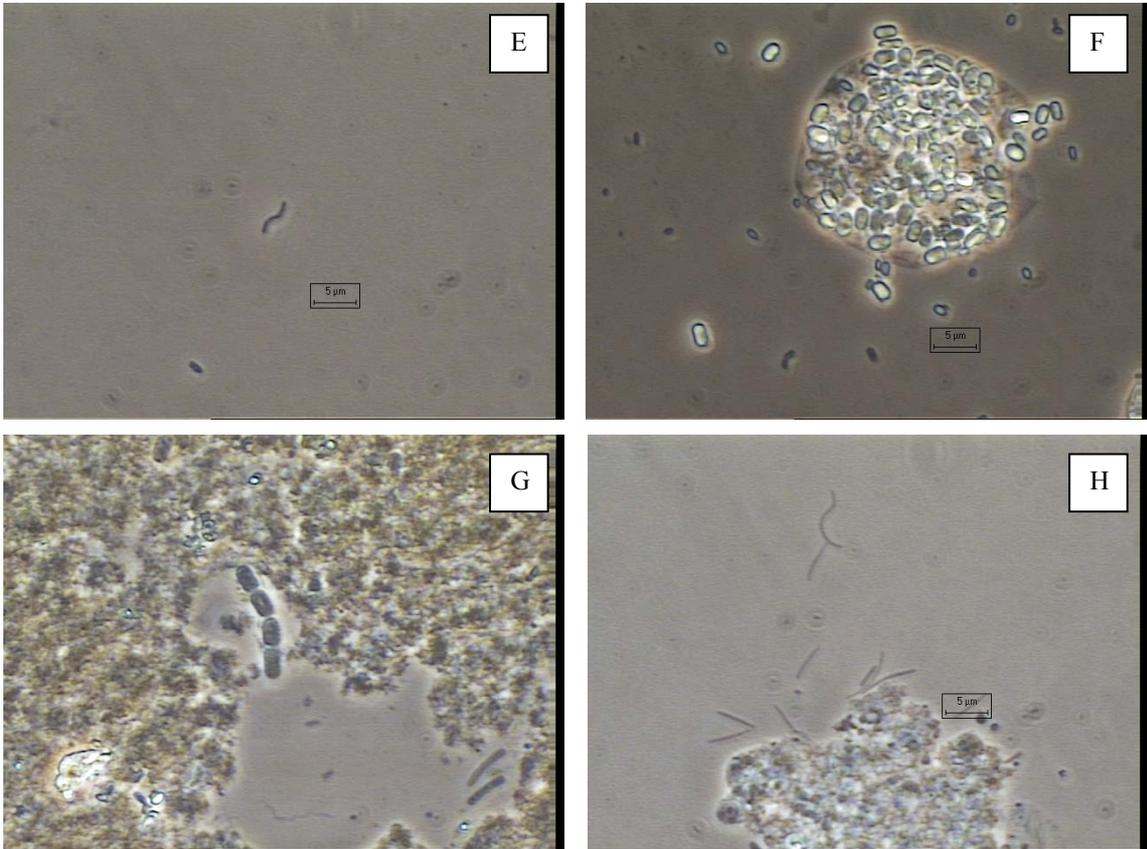
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in Ecology.** Berkeley. University of California Press. v.5. 372p. 1979.
- TAVECHIO, W. L. G. & THOMAZ, S. M. Growth and photosynthesis of the submerged plant *Egeria najas* Planchon under low light intensities. *Brazil. Archives of Biology and Technol.* Enviado para publicação. 2000.
- THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios. In: **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Raoul Henry. Botucatu. FUNDIBIO E FAPESP. p.597-626. 1999.
- THOMAZ, S. M., BINI, L. M., SOUZA, D. C., PAGIORO, T. A., CARMO, M., PIERINI, S., RIBEIRO, R. & HEIL, S. A. **Estudos de macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipú: monitoramento e fatores ecológicos relacionados com as alterações da biomassa.** Maringá-PR. Universidade Estadual de Maringá (Nupélia). 83p. 1999.
- THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters.** Dordrecht: Nijhoff/Junk Po. 1985. 497p.
- TOLEDO, A. P. P. **Contribuição ao estudo físico-químico de ácido húmico extraído do sedimento.** São Paulo. Universidade de São Paulo. (Dissertação). 138p. 1973.
- UTISUMI, M.; NOJIRI, Y., NAKAMURA, T., NOZAWA, T., OTSUK, A. & SEKI, H. Oxidation of dissolved methane in a eutrophic, shallow lake; Lake Kasumigaura, Japan. *Limnol. Oceanogr.* v.43. p.471-480. 1998.
- WADA, H., INUBUSHI, K., HORI, K. & MATSUMOTO, S. Anaerobic decomposition of organic carbon in paddy soil in relation to methane emission to atmosphere. *Wat. Sci. Tech.* v.36, nº 6-7. p.523-530. 1997.

- WELCOMME, R. L. Fisheries ecology of floodplain rivers. London. Longmans. 317p. 1979.
- WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia. Saunders. 767p. 1983.
- WETZEL, R. G. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwaters Biol.* v.33. p.83-89. 1995.
- WISNIEWSKI, M. J. dos SANTOS, ROCHA, O., RIETZLER, A. C. & ESPÍNDOLA, E. L. G. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: II *Cladocera* (Crustacea, Branchiopoda. In. **Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica do Jataí**. Santos, J. E. & Pires, J. S. R. São Carlos. Rima. v.2. p.559-586. 2001.
- WRUBLESKI, D. A., MURKIN, H. R., VAN DER VALK, A. G. & NELSON, J. W. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquat. Bot.* v.58. p.121-134. 1997.
- YANG, S. S. & CHANG, H. L. Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. *Agricult. Ecosyst. and Environ.* 1998. p.69-80.
- ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERG, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MILANO, T. M. MILTNER, A. & SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geod.* v.79. p.117-161. 1997.
- ZEHNDER, A. J. B. **Ecology of methane formation**. In: **Microbiology of water pollution**. Ed. Mitchell Wiley Interscience. p.349-376. 1978.
- ZEHNDER, A. J. B. **Biology of anaerobic microorganisms**. John Wiley & Sons. NY. 872p. 1990.

ANEXOS



ANEXO 1 - Microscopia óptica de contraste de fase e microscopia de fluorescência em um aumento de 1250 vezes com uso de imagem computadorizada (programa: Image-Pró Plus). Fotos A (fluorescência) e B com substratos de caules emerso apresentando microorganismos semelhantes ao gênero *Sarcina*. Fotos C e D com substratos de caules submersos apresentando microorganismos semelhantes ao gênero *Sarcina*.



ANEXO 2 - Microscopia óptica de contraste de fase em um aumento de 1250 vezes com uso de imagem computadorizada (programa: Image-Pró Plus). Fotos E e F com substratos de folhas apresentaram microorganismos semelhantes a bacilos. Fotos G e H, substratos de raízes apresentando microorganismos semelhantes a bacilos.