

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**COMPOSIÇÃO QUÍMICA, BROMATOLÓGICA E DECOMPOSIÇÃO
DE PLANTAS DE *Egeria densa*, *Egeria najas* E *Ceratophyllum demersum*
COLETADAS NO RESERVATÓRIO DE JUPIÁ.**

MARCELO ROCHA CORRÊA

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Mestre em Agronomia
– Programa de Pós-Graduação em Agricultura.

BOTUCATU-SP

Fevereiro de 2002

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**COMPOSIÇÃO QUÍMICA, BROMATOLÓGICA E DECOMPOSIÇÃO
DE PLANTAS DE *Egeria densa*, *Egeria najas* E *Ceratophyllum demersum*
COLETADAS NO RESERVATÓRIO DE JUPIÁ.**

MARCELO ROCHA CORRÊA
Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. Edivaldo Domingues Velini

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Mestre em Agronomia
– Programa de Pós-Graduação em Agricultura.

BOTUCATU - SP
Fevereiro de 2002

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Celso e Marilene, e irmãos pelo carinho e apoio;

À Marli Corim, pelo precioso incentivo e apoio durante o curso;

Ao prof. Dr. Edivaldo Domingues Velini, pela grande amizade e valiosa orientação;

Ao prof. Dr. Dagoberto Martins, pela convivência e amizade;

Aos funcionários da Seção de Pós-graduação, pela dedicação na organização dos documentos;

Aos funcionários do Dept^o de Produção Vegetal, Setor Agricultura, pela amizade e auxílio no desenvolvimento deste trabalho;

Aos funcionários do Laboratório de Análise de Plantas, Dorival Arruda e Célito, pela ajuda no desenvolvimento das análises das plantas;

Aos amigos Carlos Aragão, Bárbara Dantas, Eduardo Valle, Patrícia Lima, Cléber Daniel, Reginaldo (Recco), Otoniel Moraes, Juliano Coruli, Munir Mauad e Luciana Rodrigues pelo companheirismo e incentivo nesses anos de convívio;

Aos amigos do laboratório de Matologia, Gustavo Tofoli, Anderson Cavenaghi, Eduardo Negrisoli, Beto e Renato, pela amizade;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela imprescindível concessão da bolsa de estudo;

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço a **Deus** pelo dom da Vida,
pela capacidade e perseverança.

À minha esposa **Elza Alves**, e meu filho **Pedro Henrique**, pelo amor e dedicação durante este trabalho,

Dedico

À minha mãe **Marilene Castro Rocha** e meu pai **Celso de Oliveira Corrêa**, pelo apoio e confiança depositada,

Ofereço.

SUMÁRIO

	PÁGINA
1 RESUMO	1
2 SUMMARY	3
3 INTRODUÇÃO	5
4 REVISÃO DE LITERATURA	8
4.1 Principais macrófitas aquáticas do reservatório de Jupia	15
4.1.1 <i>Egeria densa</i> Planch.	15
4.1.2 <i>Egeria najas</i>	18
4.1.3 <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	20
4.2 Métodos de controle de plantas aquáticas	23
4.3 Composição química de plantas aquáticas imersas	27
4.4 Composição bromatológica de plantas aquáticas	31
5 MATERIAL E MÉTODOS	33
5.1 Área de estudo	33
5.2 Macrófitas aquáticas estudadas	34
5.3 Processo de coleta das amostras	35
5.4 Quantificação dos componentes metálicos	37
5.5 Determinação da composição bromatológica	37
5.6 Tratamento estatístico dos dados	38
5.7 Decomposição de plantas aquáticas em solo	38
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41

7 CONCLUSÕES	82
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85

LISTA DE QUADROS

QUADRO	PÁGINA
1 Teores médios de Matéria Seca (MS) de três macrófitas aquáticas presentes no reservatório de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (verão) e 24 de julho de 2001 (inverno), em nove pontos ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001	42
2 Teores médios de nutrientes em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 08 de janeiro de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.....	44
3 Teores médios de nutrientes em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 24 de julho de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001	45
4 Comparação entre os teores médios de nutrientes em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (verão) e 24 de julho (inverno) de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001	46

5 Teores médios de alguns elementos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 08 de janeiro de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.....	59
6 Teores médios de alguns elementos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 24 de julho de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001	60
7 Comparação entre os teores médios de alguns elementos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (verão) e 24 de julho (inverno) de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.....	61
8 Composição bromatológica média de plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 08 de janeiro de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.....	70
9 Composição bromatológica média de plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 24 de julho de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001	71

10 Comparação entre os teores bromatológicos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (verão) e 24 de julho (inverno) de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001	72
---	----

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	PÁGINA
1 Área com alta infestação de <i>Egeria densa</i> Planch.	16
2 Inflorescência de <i>Egeria densa</i> Planch.	17
3 Exemplar de <i>Egeria najas</i>	19
4 Alta infestação de <i>Egeria najas</i>	19
5 Exemplares de <i>Ceratophyllum demersum</i> (Fonte: Universidade da Flórida)	21
6 Características morfológicas de <i>Ceratophyllum demersum</i>	22
7 Imagem de satélite esquematizando a porção Tietê do reservatório de Jupia.	34
8 Imagem de satélite configurando os pontos de amostragem de plantas aquática no reservatório de Jupia.	36
9 Representação dos períodos de desidratação média da biomassa de plantas aquáticas em superfície do solo seco	74

- 10 Representação dos períodos de desidratação média da biomassa de plantas aquáticas em superfície do solo úmido..... 75
- 11 Liberação de CO₂ (kg/ha) em solo seco, incorporado com plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001 77
- 12 Liberação de CO₂ (kg/ha) em solo úmido, incorporado com plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001..... 77
- 13 Liberação de CO₂ (kg/ha) em solo sem incorporação de plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001 78
- 14 Liberação de CO₂ (kg/ha) em solo incorporado com 50 t/ha de plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001..... 79
- 15 Liberação de CO₂ (kg/ha) em solo incorporado com 100 t/ha de plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001..... 79

1 RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a composição química, bromatológica e a decomposição de *Egeria densa*, *E. najas* e *Ceratophyllum demersum*, três espécies de plantas aquáticas imersas provenientes do reservatório de Jupia da Usina Hidrelétrica Souza Dias, para determinar a melhor estratégia para descarte e/ou aproveitamento da biomassa coletada em operações mecânicas de controle. O estudo foi realizado em duas épocas do ano, verão e inverno. Amostras de plantas foram coletadas em nove pontos do trecho Tietê do reservatório, envolvendo quatro lagoas marginais e o leito do rio em questão. Estas foram desidratadas, pesadas para determinação de matéria seca, moídas e encaminhadas aos respectivos laboratórios para análise. Os maiores teores de água encontrado nas plantas foi para a espécie *C. demersum*, a qual obteve também a menor relação C/N, em comparação às demais espécies estudadas. Para as três espécies, a maior concentração dos elementos analisados, foi encontrada durante o período de verão, apresentando decréscimo nas concentrações no inverno. As espécies amostradas apresentam boa opção para uso em dietas animal, porém deve-se levar em conta o alto teor de água, necessitando prévia secagem para que possa

ser inserida na dieta alimentar de animais. Referente ao descarte da biomassa em solo, ficou claro a necessidade de se efetuar tal procedimento em época seca do ano, haja visto a grande dificuldade de secagem e incorporação do material em solo úmido. Entretanto, o provável descarte da biomassa deverá ocorrer em áreas dotadas de sistemas de irrigação, facilitando assim o processo de degradação do material incorporado em solo úmido.

Palavras chave: Macrófitas aquáticas, Composição química, Bromatologia, Decomposição

2 SUMMARY

CHEMICAL AND BROMATOLOGICAL COMPOSITION AND DECOMPOSITION OF *Egeria densa*, *Egeria najas* AND *Ceratophyllum demersum* PLANTS IN THE JUPIA RESERVOIR. Botucatu, 2001, 93p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura). Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: Marcelo Rocha Corrêa

Adviser: Dr. Edivaldo Domingues Velini

The purpose of this work was to evaluate the chemical and bromatological compositions and the decomposition of *Egeria densa*, *Egeria najas* and *Ceratophyllum demersum* residues, three submerged aquatic plants, important in Jupia reservoir. These data will be useful to determine a better strategy for discharge and/or utilization the plant biomass harvested by the mechanical control. The study was carried out in two seasons, summer and winter. Plants samples were

collected in nine points in the Tiete river, including four marginal lakes and in the river body. Samples were dried, weighted, grounded and sent to laboratories for chemical analysis. Higher water level in plants were observed in the *C. demersum* species, in which were observed the smaller C/N relationship too, in comparison in the other species studied. For the three species, higher concentration of elements analyzed, was observed during the summer, decreasing in the winter. The species are good option to use in animal feeding, even it should be considered the high level of water, requiring a drying before to be inserted in feeding of animals. Considering to the discharge of the plant biomass in the soil, it was clear that need to make such procedure in dry season of the year, have seen that the great difficult in evaporate and incorporation of material in humid soil. However, the probable discard it should happen in the areas with irrigation systems, facilitating the degradation process of the incorporated material in the wet soil.

Key words: Aquatic macrophytes, Chemical composition, Bromatology, Decomposition.

3 INTRODUÇÃO

Lagos e rios são importantes para o fornecimento de água a sistemas de produção agrícola e industrial, para consumo humano, recreação, navegação, irrigação, pesca e geração de energia elétrica. Décadas de desmatamento indiscriminado e uso inadequado da terra permitiram o carregamento de nutrientes para o leito de rios e reservatórios. O processo de eutrofização do meio hídrico, é caracterizado pela fertilização natural e gradativa das águas superficiais, com conseqüente aumento da produtividade biológica, que pode ser fortemente acelerado pelas atividades humanas. O carregamento de parte dos fertilizantes utilizados em culturas agrícolas, além da grande carga de esgotos residenciais e industriais, têm levado cursos e reservatórios de água, naturais ou artificiais, a uma condição de desequilíbrio, caracterizada pela grande disponibilidade de nutrientes, o que acelera o crescimento de vegetação aquática.

A vegetação apresenta papel importante na manutenção do equilíbrio de ambientes aquáticos, sendo fundamentais ao ecossistema, oxigenando e deseutrofizando a

água, servindo de fonte de alimento e abrigo para peixes e, protegendo as margens da ação erosiva da água.

Em virtude do crescimento acentuado, causando problemas para a utilização dos ecossistemas, a vegetação aquática passa a ser vista como daninha, surgindo a necessidade de aplicação de métodos de controle ou manejo. Em muitos casos, os prejuízos causados pelo crescimento excessivo de macrófitas aquáticas são de tal ordem, que se torna imprescindível o controle de sua população. Para tanto, três métodos destacam-se atualmente: o biológico, que tem seu início pela avaliação do potencial de patógenos, insetos, peixes e outros animais como agentes de controle; o químico que, embora muito utilizado, pode ocasionar grandes prejuízos ao meio ambiente. No Brasil, somente o herbicida DMA 806 BR (2,4-D dimetilamina) tem seu uso autorizado em ambientes aquáticos; e o mecânico, que inclui a retirada das plantas do rio até o seu descarte em ambiente terrestre, apresentando grande potencial de uso em programas de manejo integrado, pois pode ser utilizado em pontos com infestações iniciais ou que necessitem de resultados imediatos

Em muitas situações, a solução de problemas com plantas aquáticas, respeitando-se todas as limitações ambientais, sociais e econômicas, só pode ser alcançada pela implementação de programas de manejo integrado, em que se utiliza os três métodos mencionados, além de uma série de outras técnicas, tais como: alterações nas características do meio; monitoramento e localização dos pontos de infestação; determinação do potencial de crescimento das principais espécies; definição de limiares de danos e, em algumas situações, a erradicação de espécies.

Entretanto, são grandes as limitações ao uso de qualquer método de controle de plantas aquáticas, principalmente quando as espécies alvo são imersas. No caso específico

do controle mecânico, as maiores limitações referem-se aos elevados custos dos equipamentos e operações de coleta, transporte e descarte das plantas. Quanto ao descarte do material coletado, além das limitações econômicas, existem importantes restrições técnicas e ambientais para o estabelecimento de procedimentos sustentáveis.

Deste modo, o objetivo deste trabalho foi o de avaliar a composição química, bromatológica e decomposição de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*, visando dar subsídios a programas de controle mecânico das mesmas, utilizando-se o material coletado para alimentação animal ou fertilização do solo, haja visto que apesar da grande importância dos lagos e reservatórios no Brasil, e a ocorrência de importantes problemas com plantas aquáticas, são escassas as informações sobre composição das mesmas e sobre as formas mais corretas para o descarte de sua biomassa, justificando a realização deste trabalho de pesquisa.

4 REVISÃO DE LITERATURA

A água é um recurso renovável essencial à manutenção da vida. Desde os primórdios, o ser humano procura se estabelecer próximo aos locais onde há certa oferta de água, canalizando-a ou construindo reservatórios para garantir tal recurso vital (Moraes, 1999).

No Brasil, devido a extensa rede hidrográfica, há um elevado número de reservatórios, os quais são importantes para o fornecimento de água que suporta os sistemas de produção agrícola e industrial, para consumo humano, recreação, navegação, irrigação, pesca e geração de energia elétrica (Velini, 2000). Atualmente a acentuada demanda de energia elétrica nos centros urbanos e complexos industriais, exige sistemas constantes de fornecimento de água, o que justifica a construção de reservatórios e represas (Moraes, 1999). De acordo com Thomaz & Bini (1998), somente na região sudeste são 130 grandes barragens, construídas especialmente após a década de 60.

A construção de barragens, transformando rios em grandes reservatórios, altera o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, caracterizando-os como transição entre rios e lagos (Thomaz, 1998, Moraes, 1999). A intensificação de atividades antrópicas nas bacias hidrográficas, normalmente sem planejamento ou controle, associado ao carregamento de nutrientes para o leito dos rios, através do aporte de despejos domésticos, industriais e fertilizantes químicos empregados nos cultivos distribuídos por toda a bacia hidrográfica, têm levado a uma condição de desequilíbrio no sistema, caracterizado pela grande disponibilidade de nutrientes, acelerando o crescimento de organismos autotróficos, particularmente algas plantônicas (fitoplâncton) e macrófitas aquáticas (Valente et al., 1997; Velini, 2000).

Tal processo é denominado eutrofização, caracterizado pela fertilização natural e gradativa das águas superficiais, com conseqüente aumento da produtividade biológica, que, entretanto, pode ser fortemente acelerado pelas atividades humanas, acarretando problemas que vão desde a estética até o comprometimento da possível utilização da água para recreação e/ou abastecimento, devido a grande concentração de algas e plantas aquáticas (Pinto & Cavalcanti, s.d.). Wetzel (1993) julga necessário uma integração do crescimento urbano com o metabolismo das águas doces, para se possa minimizar as alterações prejudiciais.

A eutrofização dos sistemas aquáticos pode acarretar vários prejuízos. O aumento em demasia da quantidade de macrófitas pode dificultar a nevegação (Valente et al., 1997). Tanaka (1998), Thomaz (1998) e Velini (2000) citam que grandes massas desses vegetais podem dificultar a pesca, recreação e entupir a tomada de água de turbinas de usinas hidroelétricas.

Após a formação de um reservatório, os primeiros pulsos de nutrientes liberados diretamente do ambiente terrestre e a decomposição da biomassa alagada, podem provocar o desenvolvimento de espécies flutuantes (Esteves, 1998; Thomaz, 1998). Após a estabilização do reservatório, o aumento de nutrientes e de matéria orgânica no sedimento, juntamente com a elevação da penetração de luz na coluna d'água podem estimular o desenvolvimento de macrófitas submersas, as quais afetam principalmente os reservatórios com níveis de água estáveis (Thomaz, 1998). Segundo Esteves (1998), nos estágios mais avançados da eutrofização, há declínio da população submersa, decorrente da redução da penetração da luz, ocasionada pelo desenvolvimento do fitoplâncton e das macrófitas flutuantes.

No entanto, além das alterações físicas e químicas decorrentes da formação de um reservatório, e que proporcionam o desenvolvimento das macrófitas, importantes fatores que atuam em outras escalas espaciais, determinam a estruturação da comunidade de plantas aquáticas. Os padrões de colonização dos reservatórios podem estar diretamente associados às alterações no habitat decorrentes da intervenção humana (Thomaz, 1998). A formação de um reservatório representa a criação de um ecossistema lântico que apresentará um processo de sucessão, com substituição gradativa das espécies. Portanto, num determinado estágio de sua evolução, esses ambientes serão colonizados por macrófitas aquáticas em maior ou menor escala. Grande parte dos reservatórios da região sudeste são colonizados por macrófitas aquáticas em diferentes graus e, alguns apresentam problemas operacionais e dos usos múltiplos em decorrência do desenvolvimento excessivo da vegetação aquática (Thomaz & Bini, 1998).

O aumento da riqueza de espécies imersas após a construção de um reservatório pode ser associado à redução da velocidade da água, aumento da estabilidade do sistema (redução das flutuações do nível da água), aumento da penetração de luz e enriquecimento do sedimento em nutrientes e matéria orgânica, além da presença de carbono em abundância e a atenuação das flutuações de temperatura no ambiente aquático (Thomaz & Bini, 1998).

Esteves (1998) reporta que uma das primeiras menções ao termo macrófitas aquáticas foi feito no ano de 1938 por Weaner & Clements, que as definiram como plantas herbáceas que desenvolvem-se na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados por água. Nesse grupo estão incluídos os vegetais que vão desde macroalgas (gênero *Chara*) até angiospermas (gênero *Typha*). De maneira genérica, são vegetais que, durante o processo evolutivo, retornaram do ambiente terrestre para o aquático, apresentando, entretanto, algumas estruturas características de vegetais terrestres, como a presença de cutícula e estômatos.

Segundo Wetzel (1993), as macrófitas submersas compreendem algumas pteridófitas, numerosos musgos e carófitas e muitas angiospermas. Aparecem em todas as profundidades dentro de uma zona fótica. Entretanto, as angiospermas vasculares encontram-se até 10 m (pressão hidrostática de 1 atmosfera). A morfologia de suas folhas é muito variável, desde a finamente divididas até as muito largas e, seus órgãos reprodutores podendo ser aéreos, flutuantes ou submersos.

Nogueira (1991) afirma que o desenvolvimento e proliferação de macrófitas é dependente de vários nutrientes, como o carbono, nitrogênio, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio, fósforo e molibdênio. A maioria destes nutrientes são

necessários em quantidades mínimas, entretanto, o oxigênio, carbono, nitrogênio e o fósforo são mais exigidos. Esteves (1998) cita que a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de Nitrogênio molecular dentro do próprio lago, são fontes naturais de nitrogênio para o sistema.

As macrófitas aquáticas, notadamente as enraizadas, através do chamado “bombeamento”, são de fundamental importância no ciclo de nutrientes. As raízes absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d’água, por excreção ou durante a decomposição da biomassa (Wetzel, 1993; Esteves, 1998). O enorme desenvolvimento das raízes e pêlos radiculares nas plantas aquáticas indica uma provável dependência dessas plantas em relação a essas estruturas para absorção de solutos, da mesma maneira que para fixação (Wetzel, 1993).

Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas aquáticas têm mostrado que, com relação a elementos como fósforo e nitrogênio, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas, à disponibilidade de nutrientes no meio e aos fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (Esteves, 1998).

Em estudo realizado em um lago na Alemanha, mostrou-se que de todo o fósforo do sistema, excluído o sedimento, 57% encontravam-se na biomassa das macrófitas aquáticas, 42% na biomassa fitoplanctônica e 1% na água. Quanto ao nitrogênio, 59% encontravam-se nas macrófitas aquáticas, 31% no fitoplâncton e, 2% na água, devendo-se considerar que as macrófitas aquáticas cobriam somente 1,4% do lago (Esteves, 1998).

As macrófitas submersas assimilam nutrientes principalmente dos sedimentos. Estas, durante o crescimento ativo, liberam para a água alguns nutrientes que durante a senescência e após a morte, são liberados em maiores quantidades. A decomposição de sua biomassa é o principal processo pelo qual as macrófitas aquáticas fazem retornar os nutrientes acumulados (Wetzel, 1993), pois a maior parte dos nutrientes está acumulada na biomassa destas plantas, controlando os padrões de ciclagem de nutrientes nesses ambientes, na qual a maior parte destes é liberada durante a primeira fase de decomposição, onde há predomínio de processos físicos e químicos (Esteves, 1998).

Os sedimentos das águas correntes distribuem-se de acordo com as dimensões em relação à velocidade das correntes da água. Estes são constituídos por matéria orgânica em vários estados de decomposição e partículas minerais. As macrófitas aquáticas são, em muitas vezes, a principal fonte de matéria orgânica na água doce (Wetzel, 1993).

Segundo Tanaka (1998), a vegetação aquática apresenta papel importante na manutenção do equilíbrio de ambientes, sendo fundamentais ao ecossistema, oxigenando e filtrando a água, servindo de fonte de alimento e habitat para peixes e protegendo as margens da ação erosiva da água. Entretanto, quando este equilíbrio é alterado, tanto por mudanças na qualidade da água (eutrofização, represamentos) como pela introdução de plantas exóticas, pode ocorrer desenvolvimento excessivo destas populações, acarretando em efeitos prejudiciais ao ambiente e ao uso da água.

A proliferação exagerada de algumas espécies de plantas aquáticas nos corpos hídricos brasileiros tem se tornado uma realidade preocupante, provocando conseqüências diretas e indiretas ao meio ambiente e ao homem (Moraes, 1998). Tal

problema, no entanto, não é privilégio do Brasil, pois outros países têm reportado problemas semelhantes (Bronhara, 1998).

Velini (2000) reporta ainda que, várias empresas nacionais geradoras de energia vêm apresentando grandes prejuízos em função da presença de plantas aquáticas. A Light (localizada no estado do Rio de Janeiro) tem destinado altos valores na contratação de empresas para remoção de plantas aquáticas marginais e flutuantes presentes em seus canais e reservatórios. Para a CESP, a infestação das espécies *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* no reservatório da usina hidroelétrica de Jupuíá representa um grande problema. Nos meses de maior pluviosidade, as cheias deslocam grandes massas de plantas, que caminham a deriva, alcançando as grades de proteção das unidades geradoras da Usina, obstruindo-as e ocasionando cavitação das turbinas e a ruptura ou sucção de painéis da grade de proteção. Todo o trabalho de manutenção e limpeza deve ser feito com as turbinas paradas, implicando a não geração de energia elétrica, além do custo da substituição das grades.

Príncipe et al. (1997) reporta que a incidência de macrófitas em grande volume, notadamente em épocas de cheias, tem ocasionado grande transtorno à operação da usina e reservatório de Jupuíá, ocasionando a redução de até 60% da potência máxima, afim de se evitar a pressão hidráulica sobre as grades entupidas. Vega (1997) relata a preocupação com o elevado potencial de crescimento e ocupação de *E. densa* no reservatório de Itaipu, ressaltando o real perigo para a navegação.

Pitelli (1998) afirma que em grandes centros urbanos, como São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Recife, onde há predomínio de macrófitas flutuantes, estas têm causado problemas de procriação de mosquitos e outros vetores de doenças humana, além de facilitar o acúmulo de lixo e outros detritos, proporcionando condições micro-aerofílicas

com produção de substâncias de mal odor. Valente et al. (1997) afirmam que plantas aquáticas em excesso, ao morrerem, deslocam-se até o fundo e iniciam o processo de decomposição, provocando o consumo de grande quantidade de oxigênio. De acordo com Velini (2000), uma vegetação densa sobre a superfície torna praticamente nula a concentração de oxigênio dissolvido, devido a não penetração de luz suficiente para suportar o crescimento de organismos fotossintetizantes na coluna d'água. Em tais situações, espécies exigentes em oxigênio dissolvido, como peixes, podem ser eliminados do local.

As plantas daninhas aquáticas representam, atualmente, uma ameaça ao sistema hidrelétrico no Brasil, em termos de perdas comerciais. A CESP, uma das maiores companhias geradoras de energia elétrica do Brasil vem, desde 1994, tendo severos prejuízos na Usina de Jupuíá, que vem sendo severamente infestada por plantas aquáticas, sendo responsáveis pela redução de 9,1% na geração de energia elétrica durante o ano de 1999. (Marcondes et. al, 2000).

4.1 Principais macrófitas aquáticas do reservatório de Jupuíá

4.1.1 *Egeria densa* Planch.

Egeria densa (Figura 1) é uma planta da família Hydrocharitaceae Juss., originária da América do Sul, sendo nativa a leste dos rios Paraná e Paraguai. Nos EUA, é conhecida como Brazilian Elodea, devido a sua origem (Kissmann, 1997).

Herbácea, aquática, perene, tenra, submersa, podendo ser enraizada ou flutuante, desenvolvendo-se bem em água doce, numa faixa de 15 a 25°C, tolerando uma ampla faixa de pH (Kissman, 1997; Hoyer et. al., 1996). Raízes filamentosas, na base da

planta e em alguns nós, especialmente em pedaços do caule. Há formação de raízes e em águas pouco profundas, permanecem enraizadas no fundo. Podem também, sobreviver de forma livre, não enraizada (Kissmann, 1997).



Figura 1. Área com alta infestação de *Egeria densa* Planch.

Os caules alongados apresentam 200 a 500 mm de comprimento, podendo ser em alguns casos, bastante longos. São cilíndricos, de entrenós muito curtos, pouco ramificados, densamente enfolhado. Muito frágil, rompe-se facilmente, podendo multiplicar-se com muita facilidade por fragmentação que, mesmo em pequenos pedaços podem reproduzir uma planta (Kissmann, 1997; Hoyer et.al., 1996).

As folhas são lineares, tenras, de coloração verde intensa, em ambiente natural ou, mais claras em aquários, com aproximadamente 10 a 30 mm de comprimento por 5

mm de largura, de ápice arredondado ou agudo, planas, de margens finamente serrilhadas, podendo ocorrer em conjunto de três a seis em cada nó do caule, as quais iniciam abundantemente em direção à extremidade do caule. Porém, o padrão normal do gênero *Egeria* é de quatro folhas por verticilo (Kissmann, 1997; Hoyer et. al., 1996).

As plantas são dióicas. Junto à axilas foliares formam-se as espatas, de cujo interior saem pedúnculos florais, expondo as flores a cerca de 2 cm acima do nível da água (Kissmann, 1997). As flores brancas estão em pequenas estruturas (Figura 2), apresentando-se com 20 mm de diâmetro (Hoyer et. al, 1996).



Figura 2. Inflorescência de *Egeria densa* Planch.

O fruto apresenta-se na forma ovóide, com 7 a 8 mm de comprimento por 3 mm de espessura. A semente, de mesmo comprimento, é fusiforme terminada por um filamento de 2 mm. Estes podem ser levados pela água, porém são de rara formação.

Entretanto, propágulos formados por fragmentos de caule são intensamente distribuídos pela água, sendo as principais unidade de dispersão da espécie (Kissmann, 1997).

Pode ser facilmente confundida com *Hydrilla verticillata*. A distinção entre elas é pelo tamanho das flores e conformação das folhas. Flores de *Hydrilla* são brancas e muito pequenas. Crescem na superfície da água sobre longas e finas hastes. As flores brancas de *Egeria* são, mais largas e notáveis. No estado da Flórida, o florescimento de ambas ocorre nos meses de março a junho (Hoyer et. al., 1996).

A *Egeria densa* é uma planta sul-americana que tem sido largamente naturalizada no oeste e golfo da Flórida e, esporadicamente em outros locais dos Estados Unidos (Hoyer et. al., 1996). A sua ampla distribuição pelo mundo deve-se ao fato de ser uma das plantas mais apreciadas em aquários, ocorrendo com freqüência na América Central, América do Norte, Europa e Austrália. No Brasil, a planta é muito comum em rios e lagos e em aquários. Devido a sua intensa multiplicação, é considerada invasora (Kissmann, 1997).

4.1.2 *Egeria najas*

Ocorre também no Brasil, a espécie *Egeria najas* (Figuras 3 e 4), bastante semelhante a *E. densa*, mas que apresenta as seguintes características distintas: folhas com 15 mm de comprimento, sub-opostas, de forma linear a linear-lanceolada, de margens denteadas com 15 a 25 dentes por margem (Hayner, 1979; Lowden, 1986; Kissmann, 1997). Planta monóica ou dióica. Suas flores são bastante pequenas, axilares, podendo ser únicas ou em pequenos cachos (não observado no Brasil) (Hayner, 1979; Lowden, 1986), espatas de flores femininas com 6 mm de comprimento, partidas até a metade e pétalas de flores femininas com cerca de 4 mm de comprimento por 3 mm de largura (Kissmann, 1997). O

fruto é do tipo aquênio, apresentando sementes rugosas ou lisas (Hayner, 1979; Lowden, 1986).



Figura 3. Exemplos de *Egeria najas*.



Figura 4. Alta infestação de *Egeria najas*.

4.1.3 *Ceratophyllum demersum* L.

No Brasil, são escassas as publicações com a descrição de espécies de plantas aquáticas e informações sobre seu comportamento ecofisiológico. Entretanto, publicações como Lorenzi (2000), Hoyer et. al (1997), da Universidade da Flórida, e NATIVE (2001) devem ser destacadas, pois nos fornecem descrições sobre esta espécie de planta.

Segundo os autores, *C. demersum* (Figuras 5 e 6) é uma planta aquática, perene, submersa, que possui caules alongados e folhas serrilhadas. Suas folhas são finamente separadas com comprimento de 10 a 30 mm, arrançadas nos caules em ramos, os quais tem, usualmente de 5 a 12 folhas em cada ramo. Diversos dentes, encontrados nos ramos, confere ao *C. demersum* uma aparência rugosa. Sua coloração varia de oliva ao verde escuro. Suas flores são bastante pequenas e crescem na base da folha, onde cada flor pode ser masculina ou feminina, embora ambas são geradas pela mesma planta. O fruto do tipo carapaça apresenta uma única semente.

Esta espécie não produz raízes, não sendo portanto, a principal forma pela qual a planta absorve nutrientes do meio hídrico. Se o crescimento se dá na parte profunda de um lago, haverá formação de folhas modificadas, as quais se fixarão no sedimento. Devido a necessidade de retirada de nutrientes da água, essas plantas desenvolvem-se muito bem em ambientes onde os níveis nutricionais são maiores (NATIVE, 2001).

C. demersum é uma planta nativa comum, originária da América tropical, encontrada em todo o território dos Estados Unidos. De acordo com sua distribuição no estado da Flórida, a tendência de colonização do *C. demersum* seria em lagos alcalinos, com água de pouca movimentação e ricos em nutrientes.



Figura 5. Exemplos de *Ceratophyllum demersum* (Fonte: Universidade da Flórida).

Esta espécie floresce o ano todo, reproduzindo-se por sementes e fragmentação do caule. Tolerante a flutuações do nível de água e moderada turbidez, que podem atingir grandes profundidades em canais de drenagem, lagoas e lagos. As sementes e folhagem servem ocasionalmente de alimento para aves aquáticas. A planta, entretanto, serve de refúgio e habitat para algumas populações de peixes e invertebrados. *C. demersum* é também vendido como planta de aquário com o nome de chifre de alce.

C. demersum é comumente utilizada em aquários e, também como oxigenador em jardins aquáticos. Serve de abrigo para pequenos peixes e outros animais aquáticos, bem como de alimento para aves aquáticas, embora não seja a planta-alimento preferida.



Figura 6. Características morfológicas da espécie *Ceratophyllum demersum*.

4.2 Métodos de controle de plantas aquáticas

A vegetação aquática passa a ser encarada como daninha, quando em virtude do crescimento acentuado, causa problemas para a utilização dos ecossistemas. A partir deste momento, surge a necessidade de aplicação de métodos de controle ou manejo (Thomaz & Bini, 1998). Em muitos casos, os prejuízos causados pelo crescimento excessivo de macrófitas aquáticas são de tal ordem, que se torna imperioso o controle de sua população. Para tanto, três métodos são disponíveis atualmente: biológico, químico e mecânico (Esteves, 1998).

Segundo Velini (2000), estudos com controle biológico de plantas aquáticas são comuns na literatura internacional, mas pouco frequentes no Brasil. Os trabalhos se intensificaram ultimamente, e visam, principalmente, avaliar o potencial de insetos, peixes e outros animais, além de patógenos como agentes de controle, está inserido dentro da dinâmica natural dos ecossistemas, possibilitando a transformação da biomassa de macrófitas aquática em biomassa animal, através da cadeia alimentar, podendo conseqüentemente, ser aproveitada pelo homem (Esteves, 1998). Pitelli & Figueiredo (1997) relatam que dentre as alternativas de controle de *E. densa* no reservatório de Jupia, o controle biológico constitui uma das mais interessantes, pois além de ocasionar menor risco ambiental, um agente adequado pode promover um controle efetivo, de longo prazo e baixo custo.

Peixes herbívoros, como a carpa (exótica), o pacu (nativo do Brasil) e a tilápia, apresentam grande potencial de controle de plantas aquáticas, consumindo considerável massa vegetal dessas plantas (Charudattan, 1998, Esteves, 1998, Velini, 2000). Holm et al. (1997), cita que o único método de controle promissor em uma área com cultivo alagado na Austrália, foi o biológico, devido a impossibilidade de entrada de máquinas e

fragmentação das plantas causando rápida distribuição de plantas na área. Pitelli & Figueiredo (1997), avaliando alguns patógenos de *E. densa*, observaram, em vários testes de laboratório, que *Fusarium* sp. mostrou-se altamente patogênico, causando lesões nos caules, confirmando a colonização do fungo na planta.

O controle químico de macrófitas aquáticas, embora muito empregado, pode trazer grande prejuízo ao meio ambiente, decorrentes de sua pouca seletividade, pois sua atuação específica não restringe-se a apenas uma macrófita e sim sobre uma biota aquática, sendo aves e peixes os mais afetados (Esteves, 1998).

Furlani Jr (1997) reporta que o único herbicida registrado no Brasil para uso em ambientes aquáticos (açudes e represas) é o DMA 806 BR (2,4-D dimetilamina). Velini (2000) reforça que, estão em fase de estudos o fluridone, glyphosate, imazapyr e diquat. Martins (1998) relata que o controle químico de plantas daninhas aquáticas restringe-se a poucos herbicidas por vários motivos, como impacto ambiental, restrições impostas pela legislação e tecnologia de aplicação. Lampareli & Zagatto (1998) complementam que é imprescindível um monitoramento do ecossistema aquático, com informações nas condições ambientais, antes e após a aplicação, bem como dados de produto aplicado e seus metabólitos, observando-se seus limites máximos em águas e organismos.

Em trabalhos avaliando controle químico de plantas aquáticas, Velini et al. (1997), trabalhando em casa de vegetação, testando vários herbicidas em diferentes concentrações para o controle de *E. densa*, verificaram que o herbicida 2,4-D, em doses superiores a 10 ppm, obtiveram controle desta espécie. Tanaka (2001), trabalhando em uma represa sem fluxo de água, observou que a manutenção da concentração do fluridone entre 3,4

e 23,6 ppb por 87 dias, proporcionou porcentagens em um controle de *Egeria najas* superior a 99%.

Velini (2000) ressalta que não se deve traçar paralelos entre a eficiência ou segurança de um composto em ambientes agrícolas e em corpos hídricos, os quais possuem processos de degradação e inativação de herbicidas completamente distintos.

As operações relacionadas ao controle mecânico de macrófitas aquáticas podem ser divididas em quatro etapas: a retirada das plantas dos rios, canais ou lagos; o transporte das plantas ainda no corpo hídrico; a transferência deste material para o ambiente terrestre; e o transporte e descarte do material coletado (Velini, 2000).

Em alguns sistemas de controle mecânico de plantas aquáticas, utilizados pela CESP, Light e outras hidrelétricas do país, as plantas caminham naturalmente até grades de proteção das turbinas ou tomadas de água de bombas, sendo retiradas mecanicamente por equipamentos de limpeza, objetivando minimizar os efeitos das plantas sobre a capacidade de geração de energia e bombeamento e não exatamente para o controle destas (Velini, 2000)..

O controle mecânico apresenta grande potencial de uso em programas de manejo integrado de macrófitas aquáticas, podendo atuar em pontos com início de infestação ou em áreas que apresentam certa resistência a outros métodos de controle (Velini, 2000) e, em locais onde necessite a rápida remoção das plantas, como eclusas, áreas próximas aos vertedouros e tomada de água das usina, reduzindo-se o acúmulo de plantas nas grades protetoras (Furlani jr & Tanaka, 1997). Com base nesta teoria, Velini (2000) reforça ainda que, se o transporte do material coletado for realizado pela própria embarcação, é

imprescindível que esta apresente grandes dimensões, aumentando-se assim a capacidade operacional da máquina.

Este método de controle apresenta como vantagens, em relação ao químico e biológico, a não contaminação da água com compostos químicos de ação herbicida ou toxinas, podendo ser utilizado de maneira pontual, limitando-se aos locais de ocorrência da plantas, marginais, flutuantes e imersas. Outra vantagem, refere-se ao fato destas serem retiradas do meio aquático, reduzindo-se desta forma, os problemas resultantes de sua decomposição (Velini, 2000).

Entretanto, apresenta também algumas desvantagens, como baixa capacidade operacional (no caso de pequenas embarcações) associado ao elevado custo de operação e manutenção dos equipamentos (Furlani Jr & Tanaka, 1997). Embora não gere contaminação na água, a remoção de plantas do ambiente aquático pode gerar grandes problemas à fauna e flora não daninha (Velini, 2000), tendo em vista que estes vegetais desempenham importante papel como meio de nutrição, abrigo e suporte para desova de várias espécies de animais aquáticos (Esteves, 1998).

Outros fatores a serem observados e ainda não estudados em condições nacionais, referem-se à coleta de animais, principalmente peixes durante a operação e o modo de descarte do material coletado sem que ocorram problemas ambientais, haja visto que além do alto teor de água das plantas, o montante a ser descartado também é elevado (Moraes, 1998; Velini, 2000).

4.3 Composição química de plantas aquáticas imersas

O elemento é considerado essencial quando sua carência, ou mesmo deficiência, compromete o ciclo vegetativo ou reprodutivo de uma planta, não podendo ser substituído por outro elemento (Moraes, 1998).

Os elementos N, P, K, Ca, Mg, S e Na são considerados macronutrientes, pelo fato de serem requeridos pelas plantas em grandes quantidades. B, Cu, Fe, Mn e Zn, menos extraídos, são conhecidos como micronutrientes. Os demais elementos, como Cr, Pb e Cd, encontram-se nos organismos vegetais em concentrações “traço” (Raven, 1996).

Conforme descrito por Underwood (1971), os vegetais utilizam os elementos de quatro maneiras: como componentes de unidades estruturais (C na celulose ou N nas proteínas); incorporados em moléculas orgânicas (Mg na clorofila e P no ATP); agindo como ativadores de enzimas; mantendo o balanço osmótico (K nas células-guarda). Todo elemento tem um amplo espectro de ações.

Em sistemas aquáticos, destaca-se um grupo de elementos químicos, denominados metais, que compreendem 84 elementos com densidade superior a 5 g/cm³ e bons condutores de calor e eletricidade. As principais fontes de metais no ambiente são a erosão de depósitos minerais superficiais e atividades vulcânicas (Moraes, 1998).

Embora a palavra metal pesado esteja associada com contaminação, em estudos ambientais, a conotação de toxicidade geralmente relaciona-se com a concentração das substâncias. A classificação de tais elementos é de tal forma difícil de se realizar, pois a característica em comum seria a ocorrência nos tecidos dos organismos em pequenas

concentrações, sendo que seus efeitos prejudiciais estão associados a acumulação em sistemas biológicos (Underwood, 1971).

A contaminação do ambiente por metais, potencialmente tóxicos, tem se tornado preocupante devido a utilização de grande variedade de tais elementos pela indústria. Efluentes compostos por esses elementos constituem a maior fonte de poluição da hidrosfera, sendo difícil estimar os danos ambientais por elementos metálicos em escala mundial, haja visto a falta de dados quantitativos e padronização das análises (Moraes, 1998).

Os metais, de certa forma, fazem parte da composição dos organismos. As quantidades requeridas são variáveis e permitem classificar os elementos quanto à extração (Moraes, 1998). Brayner (1998) enumera tais elementos como metais pesados, essenciais, benéficos, disponíveis, abundantes, elementos-traço e micronutrientes, alertando que devam ser discernidas quantidades mínimas necessárias das prejudiciais (deve ser ressaltado que este último autor não cita exemplos de cada classe).

Wood (1974) classificou os metais, quanto ao potencial poluidor, em três grupos distintos: não críticos (Fe, Mn e Al); tóxicos, porém insolúveis (Ba e Ti); bastante tóxicos (Be, Co, Ni, Cr, Cu, Zn, Sn, As, Ag, Cd, Au, Hg e Pb).

Em sistemas aquáticos, Barreto (1994) reporta que a coluna d'água é o primeiro meio contaminado com o lançamento de metais pesados, expondo os elementos a diferentes reações químicas, elevando o grau de variação nas concentrações dos mesmos. O autor afirma que, as análises do meio aquático somente fornecem uma visão transitória do metal em questão, haja visto que na sua maioria, são insolúveis, e os dissolvidos são adsorvidos ou assimilados por organismos vivos.

Moraes (1998) complementa que, em tais ambientes, elementos-traço também formam complexos estáveis com argilas e partículas de silte, tendo em vista que estão ligados a complexos orgânicos ou inorgânicos, podendo depositar-se no sedimento. Em águas rasas, a turbulência pode resuspender o sedimento, disponibilizando-os para macrófitas e algas.

O Cu é um elemento-traço importante no processo fisiológico de organismos aquáticos, visto que está presente na cadeia respiratória que, juntamente com o Fe, fazem parte de citocromos. Mesmo os elementos que possuem funções biológicas definidas, podem, quando em grandes concentrações, apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais (Esteves, 1998). Wetzel (1993) complementa que, elevadas concentrações de Cu (normalmente sob a forma de CuSO_4) têm sido repetidamente usadas como herbicidas para o controle do elevado crescimento de algas e desenvolvimento de plantas aquáticas superiores.

O Fe é um elemento imprescindível nos processos fisiológicos dos organismos aquáticos, desempenhando papel fundamental nas reações de energia na fotossíntese, e está presente na cadeia respiratória, fazendo parte do citocromo e da ferredoxina, nas enzimas peroxidase e catalase (Moraes, 1998; Esteves, 1998).

O Si é assimilado em grandes quantidades pelas algas diatomáceas, que o utilizam para formação de suas frústulas. Este elemento é considerado um fator muito importante o qual influencia a produção de algas em muitos lagos, sendo que a disponibilidade pode exercer forte influência sobre o padrão geral da produção nos lagos (Wetzel, 1993)

O Zn é um dos elementos-traço essenciais aos seres vivos, tendo importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, sendo constituinte e ativador de enzimas (polimerase, anidrase e fosfatase) e, importante na síntese de auxina e ácido indol-

acético. As principais fontes deste elemento são a metalurgia, a mineração e carvão. Os sintomas de sua deficiência são similares ao aumento de P, com alterações na permeabilidade da membrana e inibição da taxa fotossintética (Moraes, 1998; Esteve, 1998).

O Pb, assim como o Li e Sn, é um elemento-traço que não tem função biológica conhecida e, é geralmente tóxico a uma grande variedade de organismos, quando encontrados em grandes quantidades. Com o aumento da industrialização e da crescente demanda de recursos minerais cada vez mais diversificados, a concentração de alguns elementos em determinadas regiões do mundo, tem provocado sérios problemas ambientais, com os ecossistemas aquáticos servindo como depósitos destes elementos. A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes de Pb, além da sua utilização em metalurgia, tintas e plásticos (Esteves, 1998).

As macrófitas aquáticas têm sido largamente utilizadas como bio-indicadores, pela habilidade em integrar e monitorar variações nas concentrações e elementos no meio hídrico, justificada pela absorção seletiva de certos íons. A estimativa da concentração de metais pesados, entretanto pode não fornecer a disponibilidade e o nível de toxicidade para organismos aquáticos (Moraes, 1998; Lewander, 1996), nem indicar a concentração de metais no sedimento (Kähkönen et al., 1997).

O conhecimento das interações entre elementos químicos, água, sedimentos e plantas aquáticas é de certa forma incompleto. A falta de informações refere-se à complexidade em estudar todos os fatores ambientais envolvidos que afetam a disponibilidade dos elementos para as plantas aquáticas.

4.4 Composição bromatológica de plantas aquáticas

A composição bromatológica de um determinado alimento, é utilizada para se definir alguns parâmetros essenciais na sua qualidade, o qual será inserido numa dieta animal, devendo ser administrado na forma e dosagem correta, assegurando o ciclo da vida e sobrevivência de determinada espécie (Andriguetto, 1981).

As proteínas, compostos orgânicos extremamente complexos, são formados fundamentalmente por C, H, O e N, porém contém ainda S, P, Cu etc. em indivíduos altamente organizados, as proteínas podem ser encontradas como base da estrutura histológica, entrando ainda como constituintes indispensáveis à formação de hormônios e anticorpos, sendo, portanto, de fundamental importância na alimentação animal. Desta forma, os animais devem receber durante toda a vida, uma quantidade mínima diária de proteínas para que sejam atendidas todas as necessidades de crescimento, recuperação dos tecidos, gestação e produções (Andriguetto, 1981).

O estudo acurado dos minerais na nutrição animal torna-se cada vez mais necessário, pois somam vários fatores tendentes a diminuir o teor nos alimentos e aumentar suas necessidades. A água de bebida e os alimentos dos animais contém, praticamente, todos os elementos minerais conhecidos, porém em quantidades variáveis. Certos minerais estão presentes sob a forma de traços (oligoelementos traços), sob forma mal definida e algumas vezes, em estado livre (Andriguetto, 1981). O autor ainda comenta que, a análise de minerais em organismo animal, mostra a presença de pelo menos 36 elementos minerais, dos quais 25 são considerados como essenciais. Destes, 93,70% são representados pelo O, C e H, 6,15% pelo N, K, Cl, Na, P, Ca, S e Mg e, o restante, em quantidades considerada traço.

Teores de proteínas em macrófitas aquáticas submersas foram determinados por Wetzel (1993), que obteve teor médio de 22%. Esteves (1998) concluiu que estas possuíam valores de proteína bruta e minerais, quatro vezes superior ao encontrado em forragem (folhas de cana-de-açúcar) e o dobro do observado em silagem de milho. Ao se comparar os teores de proteína bruta em matéria seca de plantas aquáticas com o valor nutritivo de plantas forrageiras, pode-se concluir que as macrófitas freqüentemente supera os valores obtidos para plantas utilizadas como forragem.

O uso de macrófitas aquáticas na dieta animal no interior do estado de São Paulo, principalmente na época de estiagem, onde há o aproveitamento de folhas de *Typha dominguensis*. Entretanto, alguns fatores são considerados na redução do valor nutritivo dessas plantas como, alto teor de água e de componentes fenólicos, além da baixa palatabilidade. Alguns efeitos diretos como diarréia e perda imediata de peso, puderam ser observados quando da alimentação de touros com *Eichornia crassipes* (Esteves, 1998).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

O reservatório da usina hidroelétrica de Jupia está localizado na bacia do rio Paraná, nos municípios de Castilho, Ilha Solteira, Itapura, Selvíria e Três Lagoas. Apresenta área de espelho d'água, no nível máximo útil de 330 km². À montante, encontram-se as usinas de Ilha Solteira no rio Paraná e, Três Irmãos no rio Tietê. O relevo da bacia de contribuição se apresenta em colinas com encostas suaves. O clima da região é tropical brando, com inverno seco e verão quente e úmido, possuindo precipitação e velocidade dos ventos mais elevadas nessa época do ano.

O estudo foi realizado na porção Tietê do reservatório (Figura 7), num trecho compreendendo desde o canal de eclusagem, à jusante da usina de Três Irmãos, até a confluência com o rio Paraná, no município de Itapura.

Atualmente este trecho é caracterizado pela densa colonização de macrófitas aquáticas, como Aguapé (*E. crassipes*), Alface d'água (*Pistia stratiotes*), Salvinia

(*Salvinia auriculata*) e Taboa (*Typha* sp.) presentes principalmente no leito do rio, além das submersas *Egeria densa*, *E. najas* e *Ceratophyllum demersum*, encontradas em grandes densidades, tanto no leito do rio como em lagoas marginais.



Figura 7. Imagem de satélite esquematizando a porção Tietê do reservatório de Jupia.

5.2 Macrófitas aquáticas estudadas

Foram três as espécies submersas escolhidas para a realização desse estudo, *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*, devido a sua abundante presença no reservatório, principalmente nas lagoas marginais e pelos prejuízos, a elas relacionadas.

5.3 Processos de coleta das amostras

Foram estipulados pontos de amostragem, compreendendo quatro lagoas marginais, denominadas Barrenta, Vírgula, Flórida e Testemunha, além do leito do rio Tietê, desde o acesso à eclusa da UHE Três irmãos até a confluência com o rio Paraná (Figuras 7 e 8). Das quatro lagoas, três haviam sido submetidas ao controle químico dessas macrófitas aquáticas, durante o período de agosto/1999 a abril/2000. Tais lagoas foram separadas em áreas, com menor e maior fluxo e troca de água. Quanto à coleta realizada no leito do rio, foram realizadas amostragens desde o início até o final do trecho representado na Figura 1. As amostras foram compostas por dez sub-amostras em todos os pontos de coleta.

As plantas foram coletadas utilizando-se um gancho, em bancos de colonização homogêneos, sendo, em seguida, colocadas em saco plástico com água, mantendo-se a umidade das plantas durante o transporte do rio até o laboratório da FCA – Unesp/Botucatu.

Em laboratório, as amostras foram separadas por espécie, sendo lavadas em água para remoção do material contaminante aderido durante as coletas. Em seguida, após breve secagem para retirada de excesso de água, as plantas foram acondicionadas em sacos de papel e colocados em estufa de circulação forçada de ar a uma temperatura de 60°C por um período de sete dias. Posteriormente a esse período, foi realizada a pesagem das amostras, para determinação de matéria seca e, iniciados os processos para determinação dos elementos químicos presentes nas plantas.

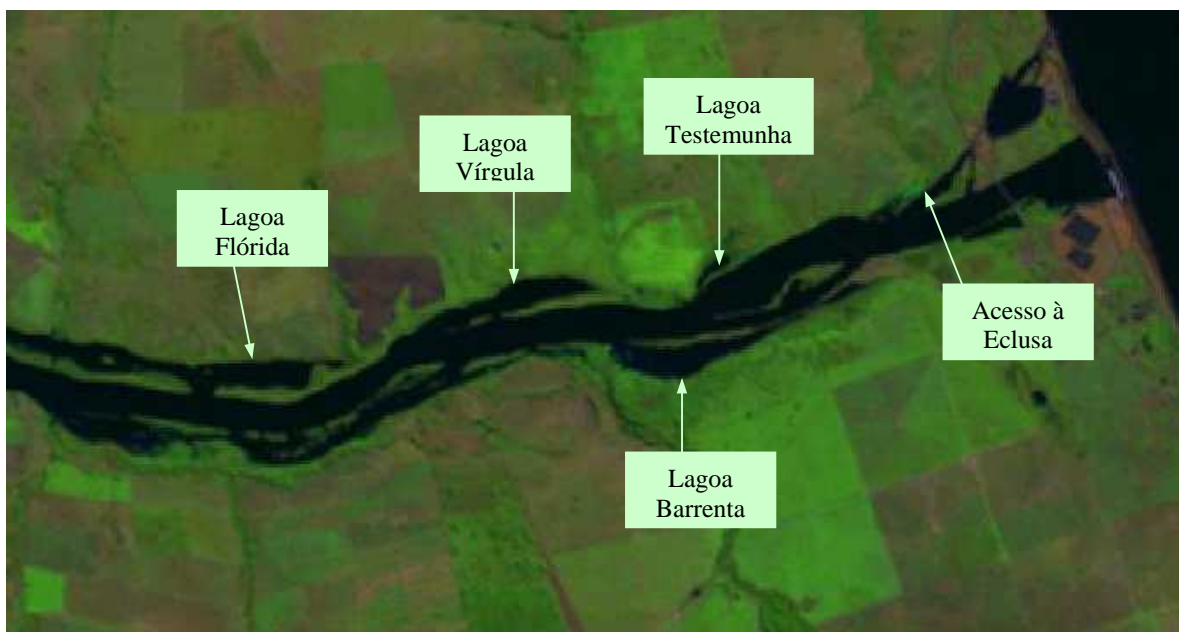


Figura 8. Imagem de satélite configurando os pontos de amostragem de plantas aquáticas no reservatório de Jupia.

A determinação dos elementos químicos foi realizada no laboratório de relação solo-planta do Departamento de Produção Vegetal, Setor Agricultura da FCA-Unesp/Botucatu. Para tal determinação foi escolhida e utilizada a digestão nítrico-perclórica, por mostrar-se eficiente quando utilizadas amostras com elevado teor de matéria orgânica. Para o elemento Nitrogênio, foi utilizada solução digestora para Nitrogênio Total. Tais procedimentos de digestão e análises das concentrações dos elementos obedeceram metodologia proposta por Malavolta et al. (1989).

O método de determinação de Carbono foi proposto por Allison, no ano de 1965, e adaptado por Tedesco et al. (1985), com a finalidade de se aumentar a quantidade de material a ser pesado e facilitar a execução das análises. Foram utilizados para reação, solução de di-cromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) e ácido sulfúrico (H_2SO_4), seguindo de titulação com solução de sulfato ferroso ($FeSO_4$).

Os resultados obtidos, expressos em porcentagem (%) de Carbono, foram calculados através da fórmula:

$$\% C = \frac{(me Cr_2O_7 - me Fe^{+2}) \times 0,003 \times 100}{g \text{ de material utilizado}}$$

Onde:

$$me Cr_2O_7 = 18,75$$

$$me Fe^{+2} = (\text{mL de } FeSO_4 \text{ gastos na titulação da amostra}) \times (N_{FeSO_4})$$

$$N_{FeSO_4} = 18,75 / \text{mL } FeSO_4$$

5.4 Quantificação de componentes metálicos

As amostras digeridas foram submetidas a espectrometria de plasma para determinação direta das concentrações de K, Ca, Mg, Al, Co, Cu Fe, Si, Zn, As, Ba, Na, Mn Ni V, Se, Cr, Pb Li Sn e Cd. As concentrações de P e S, foram obtidas através de espectrometria digital com injeção de fluxo, e os teores de N e C, através de titulações.

5.5 Determinação da composição bromatológica

A análise da bromatologia das plantas aquáticas foi realizada no Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia da Faculdade de Medicina

Veterinária e Zootecnia, Unesp/Botucatu, com a finalidade de se conhecer todos os componentes existentes nas plantas, de forma tal.

O processo de preparo das amostras foi o mesmo utilizado para determinação de elementos químicos, com secagem e moagem do material coletado, sendo encaminhado ao laboratório, aproximadamente 50g de cada amostra. Foram avaliados os teores de Proteína Bruta, Extrato Etéreo, Minerais, Fibra Bruta, Extrato Não Nitrogenado, e Nutrientes Digestíveis Totais.

5.6 Tratamento estatístico dos dados

Utilizou-se o programa SAS for Windows (versão 6.11, SAS Institute Inc, 1996) para se determinar as diferenças nas concentrações dos elementos químicos nas macrófitas aquáticas, considerando-se os meses de estudo, épocas de amostragem e espécie de plantas.

Os resultados foram submetidos a análise de variância, comparando-se as médias dos tratamentos com auxílio do teste “t” a 10% de probabilidade.

5.7 Decomposição de plantas aquáticas em solo

Anteriormente ao estudo de decomposição, foi realizado um ensaio, em casa-de-vegetação, com a finalidade de se determinar o período de secagem das plantas na superfície do solo, bem como a quantidade ideal a ser descartada em determinada área.

Inicialmente, amostras de *Egeria densa*, *E. najas* e *C. demersum*, foram homogeneizadas em proporção em peso de 1:1:1, correspondente a 15, 25, 35 e 50 t MF/ha e, dispostas como cobertura, em vasos com capacidade de 14 kg de solo. Os

tratamentos foram divididos em duas condições, de solo seco e solo úmido (mantido a 65% da capacidade máxima de retenção). As amostras foram pesadas diariamente até que se atingisse a estabilidade do peso de matéria seca ao ar das plantas que, posteriormente eram incorporadas ao solo, dando início a um novo período de desidratação.

Conforme os resultados obtidos neste ensaio, ficou estabelecido a quantidade de material a ser descartada em determinada área, bem como a condição de umidade ideal no solo para que o processo de desidratação e incorporação da biomassa fosse melhor realizada.

O estudo de decomposição de plantas aquáticas no solo foi realizado em casa-de-vegetação, no Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia (NUPAM), da FCA/UNESP – Botucatu, e constituiu-se em um experimento inteiramente casualizado, com seis tratamentos e quatro repetições.

De acordo com as determinações obtidas no ensaio de desidratação, amostras de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*, numa proporção em peso de 1:1:1, representando as quantidades de totais de 50 t MF/ha e 100t MF/ha, foram adicionadas em vasos com capacidade de 14 kg de solo, apresentando área de 0,0888 m², sendo seguidos os períodos de desidratação natural das plantas, pré-determinados no ensaio anterior. Ao final de cada ciclo, as plantas desidratadas eram incorporadas ao solo, sendo novamente adicionadas respectivas quantidade de plantas. Foram realizados três ciclos de desidratação e incorporação, iniciando-se o processo de determinação de liberação de CO₂, provenientes da degradação da biomassa incorporada.

Ao término do terceiro ciclo de desidratação e incorporação das plantas, o experimento foi dividido em duas partes, sendo que em uma, o solo foi irrigado

(65% da capacidade máxima de retenção) e, na outra, manteve-se o solo seco, perfazendo-se assim quatro tratamentos com quatro repetições, além das testemunhas em solo seco e úmido. Posteriormente a isso, deu-se início ao estudo de respiração do solo e liberação de CO₂.

Para quantificação do CO₂ liberado, em cada vaso foi colocado um frasco contendo 20 mL de NaOH a 1N, para retenção do gás. Após esse processo, todos os vasos foram lacrados e incubados no escuro a temperatura média de 26°C. A leitura do CO₂ liberado era feita 24 h após a incubação e, mantendo-se o solo em repouso por um período de 48 h entre uma incubação e outra.

Posterior ao período de incubação, os frascos contendo NaOH eram retirados para titulação. Inicialmente eram adicionadas à solução, 5 gotas de solução alcoólica de fenolftaleína a 0,1%, sendo titulado com HCl a 0,65 N. Após a primeira viragem, eram adicionadas 5 gotas de solução alcoólica de di-metil-orange a 0,5%. Quando a segunda viragem ocorria, era anotada a diferença de HCl utilizado durante as duas viragens.

A quantificação do CO₂ liberado pôde ser calculada pela seguinte expressão:

$$\text{g CO}_2 \text{ liberado} = N_{\text{eqCO}_2} \times 44, \text{ onde:}$$

$$N_{\text{eqCO}_2} = V_{\text{(titulado)}} (\text{L}) \times 0,65$$

Lembrando-se que o valor obtido pela fórmula era demonstrado em g CO₂ liberado / vaso, necessitando realizar conversão para kg CO₂ liberado / ha.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Teor de Matéria Seca das macrófitas

As porcentagens de matéria seca na biomassa fresca das três espécies estudadas são apresentadas no Quadro 1. Estes resultados também foram utilizados para converter os teores de nutrientes e metais de frações da matéria seca para frações da biomassa fresca.

Na primeira coleta, realizada no verão, houveram diferenças significativas entre as três espécies, dispostas na seguinte seqüência decrescente, em termos de porcentagem de matéria seca: *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*.

Nos dados referentes ao segundo período de amostragem (inverno), as espécies *E. densa* e *E. najas* não diferiram estatisticamente. Novamente, observa-se *C. demersum* como sendo a espécie que apresentou menor conteúdo de matéria seca, sendo desta forma, significativamente diferente aos das demais.

Quadro 1. Teores médios de Matéria Seca (MS) de três macrófitas aquáticas presentes no reservatório da usina hidroelétrica de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (verão) e 24 de julho de 2001 (inverno), em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie	Matéria Seca		Matéria Seca	
	Verão		Inverno	
	(%)		(%)	
<i>Egeria densa</i>	8,97	a A	7,45	a B
<i>Egeria najas</i>	8,06	b A	7,43	a A
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5,07	c A	5,14	b A
CV (%)	12,890		12,613	
F	41,68*		22,25*	

Médias de mesma letra, minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas, não diferem entre si ao nível de 10% de significância

Considerando-se as épocas de amostragem, observa-se que os teores de matéria seca nas duas espécies de *Egeria* foram reduzidos na avaliação realizada no inverno. Contudo, somente para *Egeria densa*, tal redução foi estatisticamente significativa. Para *C. demersum*, teores de matéria seca bastante próximos foram observados nas duas épocas de amostragem (Quadro 1).

Wetzel (1993) comparando os dados existentes sobre a composição química geral das macrófitas aquáticas, aponta diferenças morfológicas e fisiológicas existentes entre os vários tipos de plantas, refletindo num conteúdo mais elevado de água nas plantas submersas (88%) quando comparadas com as macrófitas flutuantes (82%). Resultados estes que estão de acordo com Esteves (1998), que citou média de 90% no teor de água em macrófitas aquáticas. Entretanto, os teores de água nas plantas obtidos neste estudo, são superiores aos mencionados pelos autores.

Avaliação dos elementos químicos presentes nas macrófitas

Nos Quadros 2 a 7, estão apresentados os teores médios de nutrientes e elementos metálicos nas plantas estudadas, além dos resultados da análise estatística.

Os teores de Carbono para as macrófitas durante o período de verão (1º período de amostragem) não diferiram estatisticamente ($p < 0,1$) para valores em matéria seca, onde foi encontrada média de 33,99% para as três espécies, com *Egeria densa* e *E. najas* apresentando as maiores médias (Quadro 2). Entretanto, quando as médias são comparadas com base na matéria fresca das plantas, *E. densa* apresentou maior conteúdo de Carbono em suas estruturas, com média de 2,83%, diferindo estatisticamente das demais espécies.

O mesmo comportamento pode ser observado para os valores encontrados nas plantas coletadas no período de inverno (2º período de amostragem), onde não foram observadas diferenças significativas entre as espécies e, *E. densa* apresentando maior média de Carbono, 34,50% (Quadro 3). Quando comparados os resultados baseados na matéria fresca, *E. densa* e *E. najas* não diferiram entre si, porém apresentaram médias superiores ao *C. demersum*. Tal diferença pode ser relacionada com o baixo teor de matéria seca presente na espécie *Ceratophyllum demersum*.

Não foi observada variação sazonal significativa para este elemento, como pode ser observado no Quadro 4.

Os valores médios de Nitrogênio encontrados nas plantas coletadas no verão (Quadro 2), mostraram-se semelhantes para as três espécies avaliadas, quando comparadas com base na matéria seca, não sendo observada diferença significativa entre elas. *C. demersum* apresentou maior média, 28,89 g N/kg de MS. Quando comparados os teores na

Quadro 2

Teores médios de nutrientes em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 08 de janeiro de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Matéria Seca													
Espécie / Elemento	g/kg										mg/kg		
	C	N	P	K	Ca	S	Mg	Al	Co	Cu	Fe	Si	Zn
<i>Egeria densa</i>	34,43 a	26,04 a	1,89 a	15,55 b	27,56 a	3,21 a	4,95 c	1305,25 a	6,45 b	20,69 a	2537,0 a	23,84 a	102,9 a
<i>Egeria najas</i>	34,64 a	24,48 a	2,17 a	14,67 b	25,54 a	2,95 a	9,29 b	1295,45 a	4,13 b	17,96 a	2668,0 a	23,00 a	130,5 a
<i>Ceratophyllum demersum</i>	32,92 a	28,89 a	1,03 a	22,23 a	24,32 a	3,36 a	19,57 a	1881,40 a	11,39 a	24,18 a	3456,8 a	23,19 a	149,0 a
CV (%)	8,199	19,167	28,998	21,416	38,277	21,674	27,484	81,170	63,425	40,136	65,540	50,859	53,289
F	0,97 ^{ns}	1,56 ^{ns}	0,87 ^{ns}	10,10*	0,24 ^{ns}	0,70 ^{ns}	51,03*	0,65 ^{ns}	4,88*	0,97 ^{ns}	0,60 ^{ns}	0,01 ^{ns}	1,05 ^{ns}
Matéria Fresca													
Espécie / Elemento	g/kg										mg/kg		
	C	N	P	K	Ca	S	Mg	Al	Co	Cu	Fe	Si	Zn
<i>Egeria densa</i>	2,83 a	2,34 a	0,17 a	1,39 a	2,47 a	0,29 a	0,44 c	117,13 a	0,58 a	1,86 a	227,7 a	2,14 a	9,23 a
<i>Egeria najas</i>	2,53 b	1,97 b	0,17 a	1,18 ab	2,06 a	0,24 b	0,75 b	104,36 a	0,33 a	1,45 ab	214,9 a	1,85 ab	10,52 a
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1,54 c	1,46 c	0,10 b	1,13 b	1,23 b	0,17 c	0,99 a	95,36 a	0,58 a	1,26 b	175,2 a	1,18 b	7,55 a
CV (%)	8,349	19,616	24,344	21,925	37,125	22,391	24,583	74,103	66,675	43,031	65,755	51,516	56,240
F	111,94*	12,16*	10,75*	2,41 ^{ns}	7,09 ^{ns}	11,76*	21,25*	0,18 ^{ns}	1,31 ^{ns}	1,88 ^{ns}	0,37 ^{ns}	2,81*	0,69 ^{ns}

Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Quadro 3

Teores médios de nutrientes em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupuí. Coleta realizada em 24 de julho de 2001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie / Elemento	g/kg							mg/kg						
	C	N	P	K	Ca	S	Mg	Al	Co	Cu	Fe	Si	Zn	
<i>Egeria densa</i>	34,50 a	25,93 a	1,46 a	17,52 a	17,27 a	2,53 a	3,57 c	1330,3 a	4,10 ab	5,89 a	2154,9 a	20,52 a	20,70 a	
<i>Egeria najas</i>	32,43 a	25,74 a	1,85 a	18,61 a	16,52 ab	3,22 a	7,65 b	1794,0 a	3,27 b	5,67 a	2958,5 a	32,13 a	20,21 a	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	33,77 a	28,64 a	1,86 a	9,62 b	11,85 b	2,46 a	9,78 a	2255,0 a	5,98 a	4,62 a	3526,2 a	28,28 a	23,15 a	
CV (%)	9,683	15,252	34,006	48,779	37,144	37,163	35,801	108,643	53,869	69,004	89,684	110,768	50,827	
F	0,87 ^{ns}	1,38 ^{ns}	1,34 ^{ns}	3,87*	2,42 ^{ns}	1,46 ^{ns}	14,32*	0,51 ^{ns}	2,85*	0,27 ^{ns}	0,64 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,18 ^{ns}	

Espécie / Elemento	g/kg							mg/kg						
	C	N	P	K	Ca	S	Mg	Al	Co	Cu	Fe	Si	Zn	
<i>Egeria densa</i>	2,43 a	1,93 a	0,11 ab	1,31 a	1,29 a	0,19 a	0,26 b	99,12 a	0,31 a	0,44 a	160,6 a	1,53 a	1,54 a	
<i>Egeria najas</i>	2,26 a	1,92 a	0,14 a	1,38 a	1,23 a	0,24 a	0,57 a	133,31 a	0,24 a	0,42 a	219,8 a	2,39 a	1,50 a	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1,63 b	1,47 b	0,10 b	0,49 b	0,61 b	0,13 b	0,50 a	115,85 a	0,31 a	0,24 a	181,1 a	1,45 a	1,19 a	
CV (%)	10,022	15,563	31,346	48,607	36,216	39,449	32,121	98,246	55,040	67,864	81,319	94,669	46,923	
F	35,97*	7,96*	3,05*	8,19*	8,92*	5,28*	10,94*	0,19 ^{ns}	0,45 ^{ns}	1,63 ^{ns}	0,33 ^{ns}	0,38 ^{ns}	0,76 ^{ns}	

Obs: Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Quadro 4

Comparação entre os teores médios de nutrientes em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupuí. Coletas realizadas em 08 de janeiro (Verão) e 24 de julho (Inverno) de 2.001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie / Elemento	g/kg										mg/kg					
	C	N	P	K	Ca	S	Mg	Al	Co	Cu	Fe	Si	Zn			
<i>Egeria densa</i> (Verão)	34,43 a	26,04 a	1,89 a	15,55 a	27,56 a	3,21 a	4,95 a	1305,25 a	6,45 a	20,69 a	2537,01 a	23,84 a	102,9 a			
<i>Egeria densa</i> (Inverno)	34,50 a	25,93 a	1,46 b	17,52 a	17,27 b	2,53 a	3,57 b	1330,35 a	4,10 a	5,89 b	2154,93 a	20,52 a	20,7 b			
CV (%)	8,2483	19,818	27,909	37,975	38,598	34,794	22,354	77,357	75,717	43,632	65,205	52,377	70,614			
F	0,002 ^{ns}	0,002 ^{ns}	3,73*	0,44 ^{ns}	6,37*	2,10 ^{ns}	9,39*	0,002 ^{ns}	1,55 ^{ns}	29,33*	0,28 ^{ns}	0,17 ^{ns}	15,97*			
<i>Egeria najas</i> (Verão)	34,64 a	24,48 a	2,17 a	14,67 a	25,54 a	2,95 a	9,29 a	1295,45 a	4,13 a	17,96 a	2668,0 a	23,00 a	130,5 a			
<i>Egeria najas</i> (Inverno)	32,43 a	25,74 a	1,85 a	18,61 a	16,52 b	3,22 a	7,65 a	1793,97 a	3,27 a	5,67 b	2958,5 a	32,13 a	20,2 b			
CV (%)	10,3181	12,837	22,927	35,516	22,852	28,691	22,508	70,886	54,842	68,388	67,127	40,259	73,039			
F	1,54 ^{ns}	0,57 ^{ns}	1,76 ^{ns}	1,63 ^{ns}	13,53*	0,35 ^{ns}	2,78 ^{ns}	0,76 ^{ns}	0,69 ^{ns}	8,10*	0,09 ^{ns}	1,63 ^{ns}	16,57*			
<i>C. demersum</i> (Verão)	32,92 a	28,89 a	1,03 a	22,23 a	24,32 a	3,36 a	19,57 a	1881,40 a	11,38 a	24,18 a	3456,82 a	23,19 a	148,9 a			
<i>C. demersum</i> (Inverno)	33,77 a	28,64 a	1,86 a	9,62 b	11,85 b	2,46 b	9,78 b	2254,98 a	5,98 b	4,62 b	3526,24 a	28,28 a	23,2 b			
CV (%)	8,5399	17,334	31,565	34,227	51,545	23,978	29,473	113,250	52,690	39,353	87,322	105,107	56,420			
F	0,41 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,32 ^{ns}	24,09*	8,06*	7,54*	23,06*	0,11 ^{ns}	6,27*	48,85*	0,002 ^{ns}	0,14 ^{ns}	30,22*			

Obs: Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

matéria fresca, o maior conteúdo de N é observado na espécie *E. densa*, diferindo estatisticamente das demais.

No segundo período de amostragem (Quadro 3), não houve diferença estatisticamente significativa entre as espécies, que apresentaram média de 26,77 g N/kg MS. Para valores médios em matéria fresca, não foi observada diferença significativa entre as espécies de *Egeria*. No entanto, foram significativamente superiores ao *C. demersum*, que apresentou menor concentração de N, devido ao alto teor de água presente em suas estruturas.

Em estudo realizado com espécies aquáticas flutuantes, Bitar (1998) encontrou concentrações de 34,9 g N /kg em *Pistia stratiotes*, enquanto que Junk & Howard-Williams (1984) obtiveram teores equivalentes a 18,5 g N/kg na parte imersa desta espécie de planta. Greenway (1997) em estudos realizados em lagos de Queensland, avaliando várias macrófitas aquáticas, obteve índices de 35 mg N/g em *C. demersum* e 30,0 mg N/g em *Monochoria cyanea*.

Em amostragens repetidas ao longo do tempo, Moraes (1998) obteve resultados de 18,25 e 15,45 g/kg para as partes submersas de *P. stratiotes* e *Eichornia crassipes*, respectivamente, quando coletadas no período de verão. Por outro lado, nas amostragens realizadas no período de inverno, observou teores de N equivalentes a 29,3 g/kg em *P. stratiotes* e 19,65 g/kg em *E. crassipes*. Embora as plantas analisadas no presente estudo tenham apresentado diferenças estatisticamente significativas nas concentrações, observadas nos diferentes períodos de amostragem, os resultados mostraram-se bastante semelhantes entre si.

O conhecimento sobre a relação entre carbono e nitrogênio (C/N) e a decomposição dos resíduos orgânicos, é muito importante no manejo de restos culturais e na

liberação de N no solo para futura nutrição de plantas cultivadas. No presente trabalho, é importante se conhecer essa relação para que se determine a necessidade de modificar, ou não, a composição do material coletado, para que o processo de decomposição seja acelerado, otimizando o uso de áreas de descarte.

Nas duas épocas de amostragem, a espécie *C. demersum* apresentou menor relação C/N (11,39 no verão e 11,79 no inverno), sendo os valores observados para as duas espécies de *Egeria*, pouco superiores a esse. Tais valores estão abaixo dos observados por Cooplantio (2001) em nabo forrageiro: 16, ervilhaca: 17 e tremoço: 18, indicando que a biomassa descartada poderá ter uma rápida degradação, mesmo que não haja aplicação de quantidades adicionais de Nitrogênio. Este fato pode ser considerado positivo, em vista a rápida liberação de nutrientes no solo e que poderá suprir uma provável cultura na área.

Wetzel (1993) explica que o próprio metabolismo proteolítico dos fungos e bactérias, retira proporcionalmente mais nitrogênio que carbono, tornando as taxas de decomposição mais lentas, devido o aumento da resistência dos compostos orgânicos residuais. Esse processo resulta na remoção seletiva de nitrogênio pelos microrganismos, com decorrente aumento líquido da razão C/N.

O maior teor médio de Fósforo, na amostragem realizada no verão, foi observado em *E. najas* (2,17 g/kg MS), como pode ser observado no Quadro 2. Embora tenha apresentado valor médio 2,10 vezes superior a *C. demersum*, não houve diferença estatisticamente significativa ($p < 0,1$) entre estas espécies. Esse valor, porém, foi duas vezes inferior ao encontrado nas estruturas submersas de *P. stratiotes*, por Moraes (1998) e, inferior ao observado por Geenway (1997) que encontrou valores de 14 mg P/g em *C. demersum*. Entretanto, resultados semelhantes foram observados por Junk & Howard-Willians (1984) em

estudos realizados com esta espécie na Amazônia. Barbieri (1984), citado por Esteves (1998), em estudos realizados na represa Lobo, obteve teores médios de 1,8 g/kg na parte submersa de *Nymphoides indica*.

Comparando-se os valores obtidos na amostragem realizada no inverno (Quadro 3), não houve variação significativa para os teores de Fósforo entre as espécies, com base na matéria seca. *C. demersum* e *E. najas* apresentaram valores semelhantes em matéria seca, porém significativamente diferentes quando comparados em base fresca. Tais resultados, na matéria seca, foram inferiores aos observados por Moraes (1998) em partes submersas de *P. stratiotes* e *E. crassipes*. Esteves (1998) reforça que o conteúdo de Fósforo é consideravelmente maior nas estruturas submersas da planta onde o metabolismo é elevado.

Os valores médios de Fósforo para as espécies, nas duas épocas de amostragem, estão abaixo dos observados por Hoyer et al. (1996), que estudaram macrófitas em vários lagos do estado da Flórida e, obtiveram valores de 2,3 e 2,7 mg/kg para *E. densa* e *C. demersum*, respectivamente.

A espécie que apresentou maior concentração de Potássio, no período de verão (Quadro 2), foi *C. demersum* (22,23 g/kg), sendo significativamente superior às demais espécies. Entretanto, no período de inverno (Quadro 3) ocorreu o inverso. As espécies *E. densa* e *E. najas* mostraram-se significativamente superiores ($p < 0,1$) ao *C. demersum*. O resultado médio de *E. densa* está de acordo com Hoyer et al. (1993), que encontraram concentração média de Potássio em torno de 16 g/kg. Há coerência entre dados de *E. densa* e *C. demersum* somente para as amostragens realizadas no verão. No período de inverno, os resultados ficaram muito abaixo dos observados no estado da Flórida.

Na avaliação sazonal dos dados (Quadro 4), foi observada diferença significativa apenas para *C. demersum*, com redução de 56% nos teores deste elemento.

Quanto ao elemento Cálcio, não foi observada diferença significativa entre as espécies, com base na matéria seca das plantas. *E. densa* mostrou-se ligeiramente superior às demais espécies, com concentração de 27,56 g/kg MS. Entretanto, na avaliação feita com base na matéria fresca, *C. demersum* apresentou concentração significativamente inferior às encontradas em *E. densa* e *E. najas*.

Quando comparadas com estruturas submersas de *E. crassipes* observadas por Moraes (1998), houve coerência entre os dados, visto que esta espécie apresentou concentração de 2,9 g/kg, quando avaliada na época de verão.

No segundo período de amostragem (Quadro 3), *E. densa* foi a espécie que mostrou maior acúmulo de Cálcio na matéria seca, enquanto que *C. demersum* apresentou menor acúmulo deste elemento, havendo diferença significativa entre estas. *E. najas*, mostrando concentração intermediária, não diferiu estatisticamente das duas espécies. Quando comparados os teores em matéria fresca, as espécies de *Egeria* foram significativamente superiores ao *C. demersum*, que obteve novamente o menor acúmulo de Cálcio, notadamente pelo efeito de apresentar menor matéria seca que as demais espécies.

Moraes (1998) obteve resultados semelhantes para *P. stratiotes*, porém inferiores aos observados em *E. crassipes*. Deve-se destacar que Hoyer et al. (1993), em dados médios de 277 lagos no estado da Flórida, observaram concentrações muito inferiores aos encontrados no presente estudo, como 0,018 g Ca/kg para *E. densa* e 0,023 g Ca/kg para *C. demersum*.

Variação sazonal no conteúdo de Cálcio foi significativa para as três espécies analisadas, com estas sempre apresentando menores concentrações no segundo período de amostragem (Quadro 4). As espécies de *Egeria* mostraram redução média de 63%, enquanto que *C. demersum* apresentou redução de 48% nas concentrações deste nutriente.

Moraes (1998) observou que, quando são comparadas as estruturas submersas e emersas de *P. stratiotes* e *E. crassipes*, as concentrações de Cálcio são notadas sempre em maior quantidade nas partes emersas, com quase o dobro do encontrado nas estruturas submersas.

C. demersum foi a espécie que apresentou maior acúmulo de Enxofre na amostragem realizada durante o verão (3,36 g/kg MS). Observando o Quadro 2, podemos constatar que não ocorreu diferença significativa ($p < 0,1$) entre as três espécies. No entanto, quando realizadas comparações entre os teores médios encontrados na matéria fresca, *E. densa* apresentou maior concentração deste elemento, seguida de *E. najas* e *C. demersum*, sendo observadas diferenças estatisticamente significativas entre as três espécies.

Hoyer et al. (1993) encontrou valores médios para *E. densa*, 400 vezes inferiores aos observados no presente trabalho e 250 vezes menor para *C. demersum*. Entretanto, os dados aqui apresentados foram semelhantes aos observados por Moraes (1998) em partes submersas de *P. stratiotes* e *E. crassipes*, coletadas em períodos semelhantes.

Nas avaliações da amostragem de inverno (Quadro 3), *E. najas* apresentou maior acúmulo de Enxofre, sem que porém, fosse significativamente diferente das demais espécies estudadas. No entanto, como ocorrido no período de verão, *C. demersum* mostrou menor conteúdo de Enxofre em base fresca, praticamente metade do observado em *E. najas*.

Tais valores, expressos em g/kg MS, são 2,5 vezes menores que os observados por Moraes (1998) em partes submersas de *E. crassipes*, em um período de amostragem semelhante. No entanto, assemelham-se às concentrações de espécies terrestres como *Medicago sativa*, com aproximadamente 2,9 g/kg, conferido por Raven (1996).

Cowgill (1974) verificou que, em vegetais submersos, os teores de Enxofre são mais elevados que em flutuantes. Tal fato é comprovado por Moraes (1998), que observou maiores concentrações deste elemento nas estruturas submersas das plantas estudadas.

Variação sazonal significativa foi somente observada na espécie *C. demersum*, com redução de 27% em seu conteúdo médio. Apenas a espécie *E. najas* apresentou aumento da concentração de Enxofre, da amostragem verão para o inverno. Embora não significativa, *E. densa* apresentou redução de 21% nos teores médios deste elemento no período de inverno.

No primeiro período de amostragem, *C. demersum* foi a espécie que apresentou maior concentração de Magnésio, em valores expressos em g/kg MS, superior em 2 e 4 vezes a *E. najas* e *E. densa*, respectivamente (Quadro 2). Quando os teores são expressos em g/kg MF, o teor médio encontrado em *C. demersum* foi mais que o dobro do observado em *E. densa*.

Nas amostragens realizadas no inverno (Quadro 3), apesar de uma redução de 50% na concentração média de Magnésio, *C. demersum* foi a espécie que novamente apresentou maior concentração deste elemento. Entretanto, não foi marcadamente superior as demais espécies, como ocorrido no verão. Para teores expressos em matéria fresca,

E. najas foi superior às demais espécies, sendo semelhante estatisticamente apenas a *C. demersum*.

Variação da concentração de Magnésio entre verão e inverno, foi observada nas três espécies estudadas. Porém, apenas *E. densa* e *C. demersum* apresentaram diferença estatisticamente significativa.

Moraes (1998) observou certo aumento nas concentrações de partes submersas, tanto de *P. stratiotes* como *E. crassipes*, com valores de 4,65 para 8,10 g/kg e 3,1 para 4,2 g/kg, nas respectivas espécies. Entretanto, quando comparada aos valores obtidos por Hoyer et al. (1993), expressos em mg/L, nota-se que são muito inferiores aos obtidos neste estudo, como 10,3 e 7,4 para *C. demersum* e *E. densa*, respectivamente. Esteves & Camargo (1986) descrevem que as partes submersas de plantas aquáticas de regiões tropicais apresentam teor mais elevado de Magnésio.

Os teores médios de Alumínio apresentados pelas macrófitas aquáticas analisadas, não mostraram diferença significativa entre si no período de verão (Quadro 2). *C. demersum* mostrou-se ligeiramente superior às espécies de *Egeria*, com média de 1881,4 mg/kg MS. Devido a um teor médio de matéria seca maior, as espécies de *Egeria* mostraram maior concentração de Al em plantas “in natura”, não sendo observada diferença estatisticamente significativa ($p < 0,1$) entre as espécies analisadas neste período.

Nas avaliações realizadas nas plantas coletadas no inverno (Quadro 3), nota-se que há aumento das concentrações de Alumínio nas três espécies. O maior acúmulo deste elemento por kg de matéria seca foi encontrado em *C. demersum*, cerca de 70% superior ao observado em *E. densa*, que apresentou o menor acúmulo. Nota-se que, para o conteúdo de Alumínio em matéria fresca das plantas, *C. demersum* também foi superior às espécies de

Egeria, sem que houvesse, entretanto, diferença estatisticamente significativa entre as espécies estudadas nesse período.

Não houve efeito sazonal entre as espécies (Quadro 4), devendo-se levar em conta o aumento no acúmulo de Alumínio na matéria seca das plantas, ocorrida do verão para o inverno.

Wetzel (1993) salienta que quando ocorre elevação da concentração de Alumínio no meio aquático, pode ocorrer a eliminação de grande parte da fauna. Além disso, os lagos tendendo a ficar mais ácidos devido a poluição, as solubilidades e as concentrações de muitos metais pesados na água aumentam, ocorrendo também o enfraquecimento das ligações dos elementos com o sedimento.

C. demersum apresentou teores de Cobalto acima das encontradas nas espécies de *Egeria*, sendo significativa a diferença entre as médias durante o verão (Quadro 2). A concentração observada na matéria seca de *C. demersum* é 2,75 vezes superior à encontrada em *E. najas*, o menor teor médio obtido. Em relação aos valores médios encontrados na matéria fresca das plantas, *C. demersum* e *E. densa* apresentaram maiores concentrações, não sendo, no entanto, diferentes estatisticamente de *E. najas*.

No segundo período de amostragem, *C. demersum* mostrou concentração de Cobalto superior as demais espécies (Quadro 3), porém não tão alta quanto a do primeiro período de amostragem. Apesar disso, não houve diferença estatística somente para *E. densa*, que obteve concentração média intermediária. Como o ocorrido no verão, durante este período de amostragem, não houve diferença estatística entre as espécies quando comparadas as médias com base na matéria fresca das plantas.

Varição entre épocas de amostragem ocorreu somente na espécie *C. demersum*, a qual apresentou queda média significativa de 50% durante a amostragem realizada no inverno. As espécies de *Egeria* não apresentaram diferença estatística entre épocas de amostragem, porém ocorreu breve queda em suas concentrações.

O Cobre é um elemento-traço importante no processo fisiológico de organismos aquáticos, visto que está presente na cadeia respiratória que, juntamente com o Ferro, fazem parte de citocromos. No período de verão, a maior concentração de Cobre na matéria seca das plantas foi observado em *C. demersum*, sem que houvesse diferença estatística entre as espécies analisadas (Quadro 2). Referindo-se a concentração de Cu na matéria fresca, *E. densa* apresentou maior conteúdo, diferindo estatisticamente de *C. demersum*. A espécie *E. najas* apresentou concentração média (1,31 mg/kg MF), não diferindo significativamente das demais espécies.

Na amostragem realizada no período de inverno, ocorreu o inverso, sendo que os teores médios das espécies de *Egeria* foram superiores às observadas para o *C. demersum*, quando comparadas tanto em relação a matéria seca como na matéria fresca das plantas (Quadro 3). Entretanto, não pôde ser observada diferença significativa entre os teores médios encontrados nas espécies nesta época de amostragem.

Quando a comparação se dá nas diferentes épocas de amostragem, nota-se que há grande redução das concentrações de Cobre na matéria seca das plantas, principalmente na espécie *C. demersum*, onde há redução de 80% na amostragem realizada no inverno (Quadro 4).

Wetzel (1993) relata que, em função da estratificação térmica, no verão, a assimilação pelas algas e a deposição dos detritos desempenham um papel importante

no ciclo do Cobre. Embora existam muitas diferenças entre um lago e outro, pode-se dizer que as quantidade dos microelementos (especialmente o Cobre) aumentam com frequência durante o outono e inverno, ao contrário do observado no presente estudo.

A maior concentração de Ferro, encontrada nas plantas amostradas no verão (Quadro 2) foi observada em *C. demersum* (3.457 mg/kg MS) e a menor em *E. densa* (2.537 mg/kg MS). No entanto, não foi observada diferença estatisticamente significativa ($p < 0,1$) entre as médias das espécies. A mesma tendência pôde ser observada para teores médios na matéria fresca das plantas, porém com maior acúmulo na espécie *E. densa*, com 227,7 mg/kg MF e *C. demersum* com menor teor deste elemento, 175,2 g/kg MF.

Na amostragem realizada no período de inverno (Quadro 3), as espécies apresentaram o mesmo comportamento observado nas amostragens realizadas no verão, com *C. demersum* possuindo maior teor de Ferro que as demais espécies, não sendo observada diferença significativa entre estas. Porém, quando observado os valores em plantas “in natura”, *E. najas* apresentou maior conteúdo que as demais espécies avaliadas, não havendo, contudo, diferenças estatisticamente significativas entre as médias das três espécies (Quadro 3).

Não foi observada diferença estatística significativa em nenhuma das espécies analisadas, quando realizada comparação entre as épocas de amostragem para este elemento, haja visto que somente *E. densa* mostrou redução nos teores médios do verão para o inverno (Quadro 4).

Moraes (1998) observou redução dos teores de Ferro em estruturas submersas de *P. stratiotes*, de 15.887 ppm no verão, para 5.642 ppm no inverno. Entretanto, tais valores são muito superiores aos observados nas espécies de plantas aqui avaliadas. O

autor comenta ainda que, considerando-se partes emersas e submersas, os maiores valores são observados sempre nas submersas, com médias variando de 1.849 a 19.849 ppm.

O teor médio de Silício nas macrófitas aquáticas analisadas no verão, foi próximo a 23,34 mg/kg MS, com *E. densa* apresentando menor conteúdo deste elemento, 23,84 mg/kg (Quadro 2). Quando feitas as avaliações com base na matéria fresca, *E. densa*, com a maior concentração, diferiu estatisticamente de *C. demersum*, que apresentou menor teor de Silício. *E. najas*, com concentração intermediária, não diferiu estatisticamente das demais espécies.

Nas avaliações feitas nas plantas amostradas no inverno (Quadro 3), *E. najas* foi a espécie que apresentou maior concentração de Silício, com 32,13 mg/kg MS, não diferindo estatisticamente das outras espécies. O mesmo pôde ser observado nos teores médios na matéria fresca das plantas, com *C. demersum* obtendo menor conteúdo deste elemento em plantas in natura.

Não foi observada variação sazonal para as três espécies (Quadro 4). No entanto, fica observado uma ligeira queda na concentração de Silício em *E. densa* durante o período de inverno, enquanto que as demais espécies obtiveram incremento em suas concentrações.

Os teores de Zinco observados no verão, indicam maior concentração na espécie *C. demersum* (149,0 mg/kg MS) e menor na espécie *E. densa* (102,9 mg/kg MS), como pode ser observado no Quadro 2. Porém, não foi observada diferença estatística ($p < 0,1$) entre as espécies. Em termos de matéria fresca, *E. najas* apresentou média superior a *C. demersum*, não havendo diferença estatisticamente significativa entre as médias das três espécies (Quadro 2). Este fato deveu-se ao maior teor de matéria seca presente em *E. najas*.

C. demersum foi novamente a espécie que apresentou o maior valor médio na concentração de Zinco, com 23,15 mg/kg MS, durante a amostragem realizada no inverno, enquanto que *E. najas* mostrou menor conteúdo deste elemento, 20,21 mg/kg MS (Quadro 3). Os valores encontrados nas plantas coletadas no período de inverno, foram significativamente menores ($p < 0,1$) nas três espécies, quando comparadas aos observados nas plantas amostradas no verão (Quadro 4). Nesta avaliação, a concentração de Zinco nas macrófitas analisadas teve redução de 5, 6,5 e 6,4 vezes para *E. densa*, *E. najas* e *C. demersum*, respectivamente.

Moraes (1998) observou valores de 379,0 ppm e 347,0 ppm de Zinco nas estruturas submersas de *P. stratiotes* e *E. crassipes*, respectivamente, sendo que, quando comparou estruturas emersas e submersas, estas últimas sempre mostraram valores significativamente superiores.

Quadro 5

Teores médios de alguns elementos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupuí. Coleta realizada em 08 de janeiro de 2.001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie / Elemento	Matéria Seca											
	Na	Mn	Ba	Ni	V	Se	Cr	As	Pb	Li	Sn	Cd
	mg / kg											
<i>Egeria densa</i>	4723,7 b	3671,4 b	396,06 a	25,65 a	20,75 a	4,60 ab	3,91 ab	3,54 a	2,48 a	1,08 a	1,02 a	0,181 a
<i>Egeria najas</i>	6733,5 a	2795,1 b	439,80 a	23,17 a	19,95 a	8,31 a	3,04 b	2,78 a	3,08 a	1,12 a	0,94 a	0,168 ab
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2382,8 c	6444,9 a	257,33 b	27,90 a	19,50 a	1,22 b	4,27 a	3,61 a	3,90 a	0,95 a	1,03 a	0,088 b
CV (%)	21,344	51,299	24,060	31,201	22,746	37,924	33,372	73,044	56,617	83,712	91,556	59,186
F	42,03*	5,83*	10,16*	0,68 ^{ns}	0,17 ^{ns}	7,57 ^{ns}	1,93 ^{ns}	0,22 ^{ns}	1,43 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,01 ^{ns}	1,99 ^{ns}

Matéria Fresca

Espécie / Elemento	Matéria Fresca											
	Na	Mn	Ba	Ni	V	Se	Cr	As	Pb	Li	Sn	Cd
	mg / kg											
<i>Egeria densa</i>	423,9 b	329,47 a	35,54 a	2,30 a	1,86 a	0,41 ab	0,35 a	0,32 a	0,22 a	0,10 a	0,091 a	0,016 a
<i>Egeria najas</i>	542,4 a	225,17 a	35,43 a	1,87 ab	1,61 b	0,67 a	0,24 b	0,22 a	0,25 a	0,09 a	0,076 a	0,014 a
<i>Ceratophyllum demersum</i>	120,8 c	326,66 a	13,04 b	1,41 b	0,99 c	0,06 b	0,22 b	0,18 a	0,20 a	0,05 a	0,052 a	0,004 b
CV (%)	21,540	52,328	24,149	29,709	19,396	40,922	34,574	84,190	65,478	93,489	87,328	65,103
F	69,53*	1,09 ^{ns}	33,13*	5,81*	21,96*	7,75 ^{ns}	5,00*	0,70 ^{ns}	0,24 ^{ns}	1,16 ^{ns}	0,21 ^{ns}	4,10*

Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Quadro 6

Teores médios de alguns elementos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupuí. Coleta realizada em 24 de julho de 2.001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie / Elemento	Matéria Seca											
	Na	Mn	Ba	Ni	V	Se	Cr	As	Pb	Li	Sn	Cd
	mg / kg											
<i>Egeria densa</i>	2292,7 b	4839,0 a	359,8 a	6,53 b	2,67 a	2,85 a	2,55 a	1,29 a	0,61 a	0,71 a	0,88 a	0,03 a
<i>Egeria najas</i>	3336,9 a	4150,2 a	371,0 a	8,45 ab	3,24 a	1,78 a	2,53 a	1,46 a	0,44 a	0,78 a	0,61 a	0,04 a
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1581,7 c	5968,3 a	254,3 b	11,56 a	6,06 a	1,59 a	3,81 a	0,62 a	-	1,31 a	1,16 a	0,15 a
CV (%)	28,389	44,102	36,744	67,507	90,423	35,212	61,731	74,076	37,983	93,145	78,798	211,933
F	14,52*	1,47 ^{ns}	2,52*	1,62 ^{ns}	0,76 ^{ns}	1,72 ^{ns}	1,28 ^{ns}	1,16 ^{ns}	0,46 ^{ns}	0,95 ^{ns}	0,75 ^{ns}	0,15 ^{ns}

Matéria Fresca

Espécie / Elemento	mg / kg											
	Na	Mn	Ba	Ni	V	Se	Cr	As	Pb	Li	Sn	Cd
<i>Egeria densa</i>	170,8 b	360,56 a	26,81 a	0,49 a	0,198 a	0,21 a	0,19 a	0,09 ab	0,05 a	0,053 a	0,066 a	0,003 a
<i>Egeria najas</i>	248,0 a	308,40 a	27,57 a	0,63 a	0,240 a	0,13 ab	0,19 a	0,11 a	0,03 a	0,058 a	0,045 a	0,003 a
<i>Ceratophyllum demersum</i>	81,3 c	306,61 a	13,06 b	0,59 a	0,311 a	0,08 b	0,20 a	0,03 b	-	0,067 a	0,060 a	0,008 a
CV (%)	27,514	40,189	36,642	65,547	83,608	36,294	56,719	77,052	38,027	86,615	81,759	194,371
F	29,24*	0,48 ^{ns}	8,80*	0,34 ^{ns}	0,22 ^{ns}	3,25 ^{ns}	0,01 ^{ns}	1,81 ^{ns}	0,46 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,11 ^{ns}

Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Quadro 7 Comparação entre os teores médios de alguns elementos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (Verão) em 24 de julho (Inverno) de 2.001 em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Matéria Seca

Espécie / Elemento	mg / kg											
	Na	Mn	Ba	Ni	V	Se	Cr	As	Pb	Li	Sn	Cd
<i>Egeria densa</i> (Verão)	4723,7 a	3671,5 a	396,1 a	25,65 a	20,75 a	4,61 a	3,91 a	3,55 a	2,48 a	1,08 a	1,02 a	0,18 a
<i>Egeria densa</i> (Inverno)	2292,7 b	4839,0 a	359,8 a	6,52 b	2,67 b	2,85 a	2,56 b	1,29 a	0,61 a	0,71 a	0,88 a	0,03 a
CV (%)	23,269	44,928	28,394	35,542	17,012	39,687	33,627	110,785	88,804	101,054	17,145	82,444
F	39,91*	1,68 ^{ns}	0,51 ^{ns}	50,33*	96,48*	1,41 ^{ns}	6,39*	1,77 ^{ns}	1,58 ^{ns}	0,63 ^{ns}	0,57 ^{ns}	1,07 ^{ns}
<i>Egeria najas</i> (Verão)	6733,5 a	2795,1 a	439,78 a	23,17 a	19,95 a	8,31 a	3,04 a	2,78 a	3,08 a	1,12 a	0,94 a	0,168 a
<i>Egeria najas</i> (Inverno)	3337,0 b	4150,2 b	371,02 a	8,45 b	3,24 b	1,79 a	2,53 a	1,46 a	0,44 a	0,78 a	0,61 a	0,043 a
CV (%)	19,271	37,482	27,635	38,164	20,438	27,579	49,462	68,730	75,235	77,462	118,383	49,614
F	47,87*	3,94*	1,42 ^{ns}	23,64*	62,95*	23,83 ^{ns}	0,50 ^{ns}	2,45 ^{ns}	1,43 ^{ns}	0,80 ^{ns}	0,23 ^{ns}	2,39 ^{ns}
<i>C. demersum</i> (Verão)	2382,9 a	6444,9 a	257,33 a	27,90 a	19,50 a	1,22 a	4,27 a	3,61 a	3,90 a	0,96 a	1,03 a	0,08 a
<i>C. demersum</i> (Inverno)	1581,7 b	5968,3 a	254,28 a	11,56 a	6,06 b	1,59 a	3,81 a	0,62 b	-	1,31 a	1,16 a	0,15 a
CV (%)	35,283	48,616	37,784	45,289	38,492	39,554	50,623	56,634	31,677	83,234	71,814	82,311
F	5,90*	0,11 ^{ns}	0,002 ^{ns}	15,04*	10,53*	0,44 ^{ns}	0,21 ^{ns}	11,12*	-	0,54 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,73 ^{ns}

Obs: Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Os teores de Sódio observados nas macrófitas analisadas variaram entre si. *E. najas* apresentou concentração média superior aos encontrados em *E. densa* e *C. demersum*, tanto em matéria seca quanto em matéria fresca, nos períodos de verão (Quadro 6) e inverno (Quadro 7). *C. demersum* foi a espécie que mostrou menor acúmulo de Sódio, com 1581 mg/kg MS e 2382,8 mg/kg MS para verão e inverno, respectivamente.

Variação sazonal nas concentrações de Sódio foi observada para as três espécies, havendo significativa redução de seus valores na avaliação realizada no inverno. *C. demersum* foi a espécie que apresentou menor redução na concentração, com valores 33% menores. As espécies de *Egeria* apresentaram redução média de 50%, entre as avaliações (Quadro 8).

Segundo Wetzel (1993), a principal função dos cátions monovalentes, como o Sódio, são o transporte e a troca de íons. Foi demonstrada uma necessidade absoluta deste elemento em apenas algumas plantas, sendo particularmente elevada em algumas espécies de cianobactérias.

A maior concentração de Manganês, em amostragem realizada no período de verão, foi observada na espécie *C. demersum* (6444,9 mg/kg MS), sendo significativamente superior às espécies de *Egeria* (Quadro 6). Entretanto, comparando-se os valores encontrados na biomassa fresca, *C. demersum* obteve concentração média semelhante a *E. densa*, não sendo observada diferença estatisticamente significativa entre as três espécies de plantas analisadas.

Apesar da espécie *C. demersum* ter apresentado novamente concentração superior às demais, não foi observada diferença significativa ($p < 0,1$) entre as

espécies na amostragem realizada no período de inverno (Quadro 7), tanto na matéria seca quanto na biomassa fresca das plantas.

Variação sazonal significativa foi observada somente para *E. najas*, a qual apresentou maior teor médio deste elemento na avaliação realizada no inverno (Quadro 8). Apenas em *C. demersum* foi observada redução na concentração de Manganês durante o inverno, porém não significativa.

Moraes (1998) encontrou valores máximos de Manganês em estruturas submersas de *E. crassipes* de 16381,0 ppm, em avaliações ocorridas no período de verão. No entanto, nas amostragens realizadas no inverno, observou-se grande redução em sua concentração, chegando a 2294,0 ppm, em tais estruturas. Kähkönen et al. (1997) analisando a concentração de alguns elementos em *Elodea canadensis*, num lago da Finlândia, puderam observar maior acúmulo de Manganês nas folhas, com valores médios de 2820 µg/g MS e 2260 µg/g MS, nas folhas e raízes, respectivamente.

A concentração de Bário foi significativamente superior nas espécies de *Egeria*, em amostragem realizada no verão, com *E. densa* apresentando maior teor médio (439,8 mg/kg MS). No entanto, a diferença é mais marcante quando comparadas as concentrações encontradas na matéria fresca. *C. demersum* mostra concentração duas vezes menor que as observadas em *E. densa* e *E. najas* (Quadro 6). O mesmo acontecimento pôde ser observado também nas concentrações encontradas em plantas coletadas no período de inverno (Quadro 7).

Apesar da diferença encontrada nas espécies, não foi observada variação sazonal significativa (Quadro 8). Nota-se porém que, há uma leve redução dos valores encontrados em *E. densa* e *C. demersum* do verão para o inverno. *E. najas* apresentou

o maior decréscimo na concentração deste elemento em suas estruturas, entre as amostragens, com redução de 15%.

Os teores de Níquel foram semelhantes para as três macrófitas analisadas, com *C. demersum* apresentando maior teor médio (Quadro 6). Em plantas “in natura”, *E. densa* mostrou concentração estatisticamente superior ao encontrado em *C. demersum*. *E. najas* apresentou teor intermediário, não diferindo estatisticamente das demais espécies.

Na avaliação realizada no inverno (Quadro 7), observa-se que *C. demersum*, apresentou menor redução na concentração deste elemento, quando comparada à obtida na amostragem de verão. Entretanto, esta espécie foi significativamente superior a *E. densa*, a qual mostrou menor concentração deste elemento neste período.

Somente a espécie *C. demersum* não apresentou variação entre verão e inverno, enquanto que *E. densa* e *E. najas* apresentaram maiores reduções na concentração de Níquel, em torno de 75% e 64% (Quadro 8).

Kähkönen et al. (1997) observaram maior acúmulo de Níquel nas folhas de *Eloдея canadensis*, com concentração média de 20,6 µg/g MS, enquanto que nas raízes, puderam observar valores três vezes menores. Em trabalhos citados por estes autores, Ledl et al. (1981), avaliando *E. canadensis* em um rio da Áustria, obtiveram concentrações variando de 3 a 5 µg/g MS e, Ptkova & Lubyaynov (1989) avaliando a mesma espécie em um lago da Ucrânia, chegaram a valores em torno de 0,5 a 0,6 µg/g MS. No entanto, tais valores observados, são bastante inferiores aos obtidos no presente estudo.

Não foi observada diferença significativa ($p < 0,1$) para o elemento Vanádio encontrado nas plantas coletadas durante o período de verão (Quadro 6), cujos teores

variaram de 19,50 a 20,75 mg/kg MS, para *C. demersum* e *E. densa*, respectivamente. Quando comparados os teores médios encontrados na matéria fresca das macrófitas, *C. demersum* apresentou valor significativamente inferior aos das demais espécies analisadas, sendo que *E. densa* foi a espécie que mais acumulou este elemento durante este período.

Entretanto, na amostragem realizada no inverno, ocorreu redução drástica na concentração deste elemento nas três espécies, que não diferiram estatisticamente entre si (Quadro 7). Variação sazonal pôde ser observada nas três macrófitas analisadas, com redução média de 68% para *C. demersum* e 85% para as espécies de *Egeria* (Quadro 8).

A concentração máxima de Selênio nas macrófitas estudadas, na amostragem do período de verão, foi observada em *E. najas*, a qual não diferiu estatisticamente de *E. densa*, porém significativamente superior a *C. demersum*. A mesma observação pode ser notada para plantas “in natura” (Quadro 6). No entanto, quando comparados os teores médios encontrados nas plantas amostradas no período de inverno (Quadro 7), ocorre redução notável nos teores de Selênio nas espécies, principalmente em *E. najas*, que apesar de apresentar teor 78% inferior, a diferença entre suas médias não foi significativa (Quadro 8). *C. demersum* foi a única espécie que apresentou aumento na concentração deste elemento, entre as amostragens de verão e inverno.

Maior concentração de Cromo foi observada *C. demersum* (4,27 mg/kg MS) diferindo estatisticamente apenas de *E. najas*. Comparando-se os teores encontrados na matéria fresca das plantas, *E. densa* mostrou maior conteúdo deste elemento que as demais espécies durante a avaliação feita no verão (Quadro 6). Tais valores estão bem abaixo dos observados por Kähkönen et al. (1997) que obtiveram em folhas de *E. canadensis*, média de 22,6 µg/g MS, o dobro do observado nas raízes desta planta. Moraes (1998) também

encontrou valores extremamente superiores de Cromo em estruturas submersas de *P. stratiotes* (70 ppm), amostradas em período semelhante.

Durante as coletas ocorridas no inverno, todas as três espécies apresentaram acentuada queda na concentração deste elemento (Quadro 7). Porém, somente *E. densa* apresentou variação estatisticamente significativa entre as duas épocas de amostragem (Quadro 8). Moraes (1998) também observou reduções significativas para as médias das concentrações de Cromo em estruturas submersas de *P. stratiotes* e *E. crassipes*, em torno de 20%, quando amostradas em períodos semelhantes.

A maior concentração de Arsênio durante a amostragem ocorrida no verão, foi observada na espécie *C. demersum* (3,61 mg/kg MS), não diferindo estatisticamente das demais macrófitas (Quadro 6). Entretanto, como que na maioria dos elementos, as espécies apresentaram declínio na concentração deste elemento durante o período de inverno. As espécies de *Egeria*, apresentaram queda média de 55%, não sendo observada diferença significativa entre suas médias. Variação sazonal significativa foi observada somente para *C. demersum*, a qual apresentou redução de 83% na concentração de Arsênio no período de inverno (Quadro 8).

Durante a amostragem realizada no verão, a maior concentração de Chumbo foi observada em *C. demersum* (3,90 mg/kg MS), não ocorrendo diferença significativa entre as espécies (Quadro 6). Durante a amostragem realizada no inverno (Quadro 7), houve redução dos teores encontrados nas macrófitas, com *E. densa* apresentando maior concentração durante esse período, sendo que na espécie *C. demersum* não foi detectada a presença deste elemento em suas estruturas.

Mesmo com grandes diferenças entre as médias, não foi observada variação sazonal nos teores encontrados nas três espécies. Tal fato pode se dar pelo elevado coeficiente de variação dos dados amostrados (Quadro 8).

Moraes (1998) encontrou valores relativamente superiores, tanto no verão como no inverno, para estruturas submersas de *P. stratiotes* e *E. crassipes*. Lewander et al. (1996), estudando macrófitas como indicadores de metais em partes poluídas do rio Przesza, verificaram concentrações média de Chumbo em *Myriophyllum verticillatum*, em torno de 26 µg/g MS. Valores estes consideravelmente superiores aos observados no presente trabalho.

O Lítio é outro elemento-traço que não apresenta função biológica conhecida a organismos aquáticos, e apresentou variações dentro das espécies e entre épocas. Na amostragem realizada no verão (Quadro 6), não houve diferença significativa entre as espécies analisadas. No entanto, *E. najas* mostrou conteúdos superiores aos das demais espécies em valores expressos em matéria seca e, *E. densa* apresentou maior concentração média deste elemento em suas estruturas, quando considerado plantas “in natura”, sem que fosse observada diferença estatisticamente significativa entre as espécies.

Na coleta de inverno (Quadro 7), as espécies apresentaram aumento no conteúdo de Lítio em suas estruturas, embora não significativo. Quando comparadas as espécies, *C. demersum* apresentou teores médios na matéria seca de quase o dobro do encontrado nas espécies de *Egeria*.

Quando comparados os teores encontrados nas plantas coletadas no verão e inverno (Quadro 8), não foi observada diferença significativa que pudesse diferir as concentrações presentes nas espécies. Somente *C. demersum* apresentou aumento da

concentração deste elemento, enquanto que as espécies de *E. densa* e *E. najas* apresentaram redução média de 32% em suas concentrações.

Com relação ao elemento Estanho, não houve diferença estatística ($p < 0,1$) entre as macrófitas quando coletadas no verão (Quadro 6), com *C. demersum* apresentando maior teor médio deste elemento. O mesmo fato pôde ser observado nos teores encontrados em plantas amostradas no período de inverno (Quadro 7), com *C. demersum* obtendo a maior concentração de tal elemento (1,16 mg/kg MS).

Tal diferença pode ser relacionada com o baixo teor de matéria seca presente na espécie *Ceratophyllum demersum*.

Variação entre amostragens de verão e inverno não foi estatisticamente significativa para nenhuma das espécies estudadas (Quadro 8), embora *E. densa* e *E. najas* tenham apresentado razoável queda em suas concentrações durante o inverno. *C. demersum* apresentou aumento de 37% no conteúdo deste elemento em suas estruturas.

Na amostragem realizada no período de verão, *E. densa* foi a espécie que apresentou maior concentração de Cádmio em suas estruturas (0,181 mg/kg MS), sendo estatisticamente superior ($p < 0,1$) a *C. demersum*, que mostrou menor teor médio (Quadro 6). *E. najas* apresentando concentração intermediária, não diferiu estatisticamente de nenhuma das espécies. Com relação ao conteúdo de Cádmio na matéria fresca das plantas, *C. demersum* apresentou menor conteúdo médio, pelo fato de possuir menor teor de matéria seca, diferindo estatisticamente das demais espécies.

Entretanto, *C. demersum* apresentou maior conteúdo de Cádmio na matéria seca, durante a amostragem realizada no inverno (Quadro 7). Porém, não foi observada diferença significativa ($p < 0,1$) entre as espécies avaliadas, tanto em matéria seca

como em matéria fresca das plantas. Lewnader et al. (1996) observaram valores, em *Miriophyllum verticillatum*, superiores aos aqui encontrados, com média de 32 µg/g MS.

Não foi detectada variação sazonal significativa nas espécies, muito embora estas tenham apresentado grande diminuição em seus teores de Cádmio. Pode-se inferir que o elevado coeficiente de variação obtido foi o responsável pela não significância dos dados das espécies.

Em nenhuma das amostragens, no verão ou inverno, foi observada a presença do elemento Mercúrio nas estruturas das plantas aquáticas analisadas.

Avaliação da composição bromatológica das macrófitas

Na avaliação realizada no período de verão, *Ceratophyllum demersum* se mostrou como sendo a espécie que obteve estatisticamente o melhor conteúdo de proteína bruta (PB), como pode ser observado no Quadro 8. A análise referente ao extrato etéreo (EE), indicou maiores porcentagens nas duas espécies de *Egeria*. Nos teores de minerais, ocorreu exatamente o contrário, observando-se maior valor, significativamente superior, em *C. demersum*.

O maior teor de fibra bruta (FB) foi obtido em *E. najas*, mostrando ser menos digestível que *E. densa*, a qual obteve menor porcentagem neste parâmetro. *C. demersum*, com concentração intermediária, não se mostrou significativamente diferente das outras duas espécies.

Os teores de extratos não nitrogenados (ENN) e nutrientes digestíveis totais (NDT), foram superiores em *E. densa*, diferindo estatisticamente ($p < 0,1$) da espécie *C. demersum*.

Quadro 8. Composição bromatológica média de plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 08 de janeiro de 2001, em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie	Matéria Seca					
	%					
	Proteína Bruta	Extrato Etéreo	Minerais	Fibra Bruta	Extrato Não Nitrogenado	Nutrientes Dig. Totais
<i>Egeria densa</i>	15,78 a	2,28 a	12,99 b	16,94 b	50,61 a	65,42 a
<i>Egeria najas</i>	15,63 a	2,27 a	15,00 b	19,67 a	47,44 ab	63,37 ab
<i>Ceratophyllum demersum</i>	16,80 a	1,90 b	18,64 a	18,28 ab	44,28 b	61,99 b
CV (%)	24,9536	19,006	16,111	16,841	14,234	4,239
F	0,21	2,49	11,66*	1,56	1,98	3,67*

Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

No Quadro 9, estão dispostos os dados da avaliação bromatológica dos materiais coletados no período de inverno. Desta forma, observa-se mesma tendência aos dados observados na avaliação ocorrida no verão, para os parâmetros de PB, EE, Minerais e FB, com a espécie *C. demersum* mostrando-se mais protéica e mais rica em minerais que as demais. *E. najas* apresentou novamente maior teor médio de FB, diferindo estatisticamente ($p < 0,01$) de *E. densa*.

Os valores médios de ENN, foram desta vez significativamente superiores em *C. demersum* e, o mesmo sendo observado para NDT, que não mostrou diferença significativa entre esta espécie e *E. najas*. *E. densa*, obteve menor porcentagem deste último parâmetro, sendo significativamente diferente de *C. demersum*.

Quadro 9. Composição bromatológica média de plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coleta realizada em 24 de julho de 2001, em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie	Matéria Seca					
	%					
	Proteína Bruta	Extrato Etéreo	Minerais	Fibra Bruta	Extrato Não Nitrogenado	Nutrientes Dig. Totais
<i>Egeria densa</i>	16,04 a	2,57 a	14,60 b	15,47 b	45,98 b	63,33 b
<i>Egeria najas</i>	16,04 a	2,81 a	14,22 b	17,35 a	46,62 b	64,21 ab
<i>Ceratophyllum demersum</i>	17,43 a	2,56 a	18,65 a	16,14 ab	53,20 a	66,19 a
CV (%)	14,137	24,163	17,552	10,271	8,930	4,625
F	1,04	0,39	6,81*	2,70*	7,49*	2,16

Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Quando as espécies são analisadas entre épocas de amostragem (Quadro 10), *E. densa* foi a única que apresentou valores constantes em todos os parâmetros avaliados na análise bromatológica, não sendo observada diferença significativa entre eles.

E. najas apresentou queda nos teores de FB e aumento em EE, com diferença estatisticamente significativa entre estes parâmetros. Nos demais itens, apesar de apresentarem queda ou aumento nos teores, não foi observada diferença significativa entre estes.

C. demersum mostrou diferença significativa na maioria dos parâmetros avaliados, exceto em PB e minerais. Essa espécie foi a que apresentou maior variação nas características bromatológicas entre amostragens de verão e inverno, com aumento da porcentagem de EE, ENN e NDT.

Quadro 10. Comparação entre os teores bromatológicos em plantas aquáticas imersas presentes no reservatório de Jupia. Coletas realizadas em 08 de janeiro (verão) e 24 de julho (inverno) de 2001, em nove locais ao longo do rio Tietê. Botucatu/SP, 2001.

Espécie	Matéria Seca					
	%					
	Proteína Bruta	Extrato Etéreo	Mínerais	Fibra Bruta	Extrato Não Nitrogenado	Nutrientes Dig. Totais
<i>Egeria densa</i> (Verão)	15,08 a	2,28 a	12,99 a	16,94 a	50,61 a	65,42 a
<i>Egeria densa</i> (Inverno)	16,03 a	2,57 a	14,60 a	15,47 a	45,98 a	63,33 a
CV (%)	16,687	27,508	18,614	21,424	14,945	5,852
F	0,83	0,84	1,75	0,81	1,85	1,39
<i>Egeria najas</i> (Verão)	15,63 a	2,27 a	15,00 a	19,67 a	47,44 a	63,37 a
<i>Egeria najas</i> (Inverno)	16,04 a	2,81 b	14,21 a	17,35 b	46,62 a	64,21 a
CV (%)	10,650	17,226	15,207	7,929	10,195	3,859
F	0,22	5,64*	0,47	9,43*	0,11	0,42
<i>C. demersum</i> (Verão)	16,80 a	1,90 a	18,64 a	18,28 a	44,28 b	61,99 b
<i>C. demersum</i> (Inverno)	17,43 a	2,56 b	18,65 a	16,14 b	53,20 a	66,19 a
CV (%)	15,162	20,521	16,316	10,272	8,971	3,001
F	0,27	9,49*	0,000001	6,54*	18,74*	21,40*

Médias com mesma letra, nas colunas, não diferem significativamente a 10% de probabilidade.

Wetzel (1993) observou valores de proteínas em macrófitas aquáticas submersas em torno de 22%, sendo superior ao teor obtido em espécies emergentes e os observados no presente estudo. Esteves (1998) exemplificou estudo que comparou valor nutritivo de algumas macrófitas tropicais e forragem e, obteve resultados médios de *Elodea*, quatro vezes superior ao encontrado, por exemplo, em forragens (caule, folhas de cana-de-açúcar) e quase o dobro do encontrado em silagem de milho. Os resultados obtidos neste trabalho, em EE, estão de acordo com os observados por Wetzel (1993). Entretanto, os valores de FB são bastante inferiores ao observado por este último autor.

Se tomarmos por base o peso seco das macrófitas aquáticas para efeito de comparação do seu valor nutritivo com plantas forrageira, pode-se concluir que o seu teor de proteínas, freqüentemente supera os valores obtidos para plantas utilizadas como forragem. Para que o uso de macrófitas aquáticas como forragem fosse estabelecido, deveria se estudar uma prática de secagem eficiente de sua biomassa, haja visto que o seu elevado teor de água impossibilita a sua utilização como tal.

Segundo Esteves (1998), além do fator água presente nas estruturas das macrófitas aquáticas, a baixa palatabilidade associada ao teor de compostos fenólicos, presença de oxalato de cálcio e alta concentração de sais minerais, são fatores que podem atuar negativamente na redução de seu valor nutritivo. Apesar disto, as macrófitas aquáticas tropicais constituem fonte potencial para produção de forragem. No entanto, mais pesquisas são necessárias no sentido de tornar economicamente viável o aproveitamento da biomassa dessas plantas. Um fato que vem sendo observado freqüentemente no interior do estado de São Paulo, é o aproveitamento de folhas de *Typha dominguensis* na dieta alimentar de gado. Por outro lado, alguns efeitos foram observados quando da alimentação de touros com *E. crassipes*, como imediata perda de peso e diarreia (Esteves, 1998).

Decomposição da biomassa de plantas aquáticas

O período médio de desidratação, em condições normais de solo seco, foi de 7 dias, para todas as quantidades avaliadas, a uma temperatura e umidade relativa do ar médios de 25°C e 63%, respectivamente. Portanto, por meio dos resultados obtidos neste estudo, foi estabelecida a quantidade de 50 t MF/ha de biomassa a ser descartada, pelo fato de não haver diferença de comportamento entre esta e as demais quantidades avaliadas. Para

comparações, foi escolhido o equivalente ao dobro de sua quantidade, ou seja, 100 t MF/ha. O descarte inicial, em solo seco, foi favorecido pela rápida estabilização do peso do material vegetal e pela possibilidade de incorporação deste ao solo (Figura 9). Tal procedimento não pôde ser observado em solo úmido, pois além da demora e/ou não desidratação total da biomassa, não foi possível a incorporação desta devido as condições de umidade presente no solo e na planta.

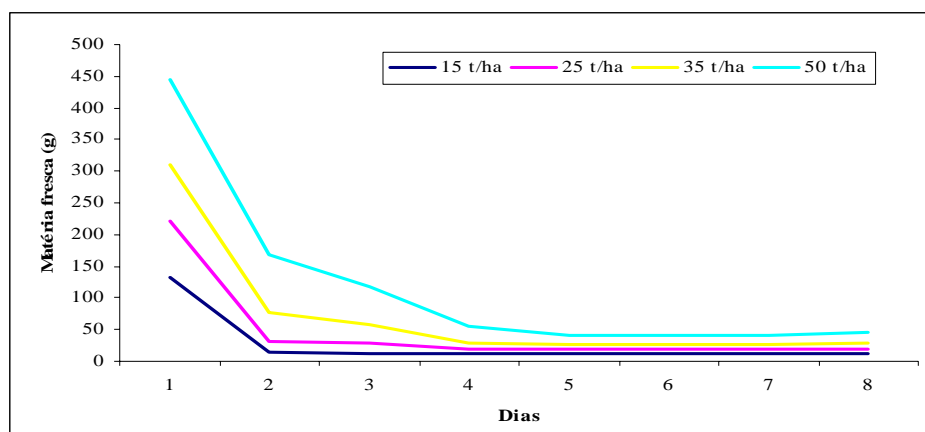


Figura 9. Representação dos períodos de desidratação média da biomassa de plantas aquáticas em superfície do solo seco.

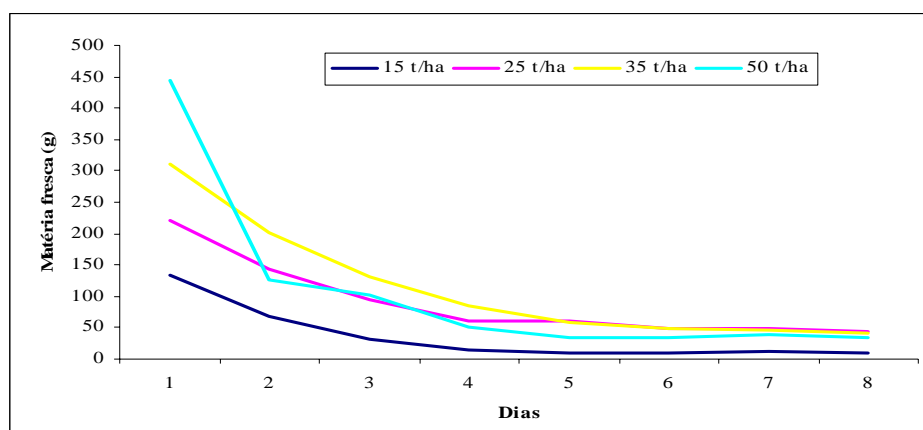


Figura 10. Representação dos períodos de desidratação média da biomassa de plantas aquáticas em superfície do solo úmido.

O estudo de decomposição da biomassa incorporada somente foi possível no tratamento em solo seco, haja vista a dificuldade de secagem das plantas, bem como a sua incorporação em solo úmido, conforme observado no ensaio anterior. Desta forma, estabeleceu-se que o estudo de incorporação seria, inicialmente, em solo seco.

Os dados da titulação para quantificação de CO_2 liberado no processo de respiração foram interpolados, para que pudessem ser comparados a cada dia, durante todo o período de avaliação. Os dados foram analisados seguindo o modelo de Mitscherlich, para que ajuste dos dados. Entretanto, para que isto ocorresse, houve a necessidade de modificá-lo. Os modelos original e adaptado podem ser observados abaixo.

$$\text{Original} - Y = A \times (1 - 10^{-C \times (X + B)})$$

$$\text{Adaptado} - Y = A \times (1 - 10^{-C \times X}), \text{ onde:}$$

Y = CO_2 liberado ajustado, em kg/ha;

A = Assíntota horizontal máxima do modelo original;

C = Concavidade da curva;

X = CO₂ liberado original, em kg/ha

Os resultados referente à liberação de CO₂ nos diferentes tratamentos podem ser observados nas Figuras subsequentes, onde são comparadas individualmente os respectivos tratamentos em solo seco e úmido.

Quando os tratamentos são comparados separadamente, ou seja, em solo seco ou em solo úmido (Figuras 11 e 12), observa-se que em solo seco, a incorporação de 100 t/ha acarreta em rápido processo inicial de decomposição e liberação de CO₂. Este fato pode estar relacionado com o alto teor de água adicionado ao sistema, através das plantas, fazendo com que a fração de matéria orgânica disponível seja prontamente degradada. A comparação, quando feita entre os tratamentos em solo úmido (Figura 12), é notadamente intensa tanto com a incorporação de 50 quanto a de 100 t/ha de plantas aquáticas, indicando que, além da adição de uma biomassa facilmente decomponível, a presença de umidade no solo aumenta a atividade dos microrganismos no solo, aumentando-se assim, a velocidade de decomposição do material incorporado.

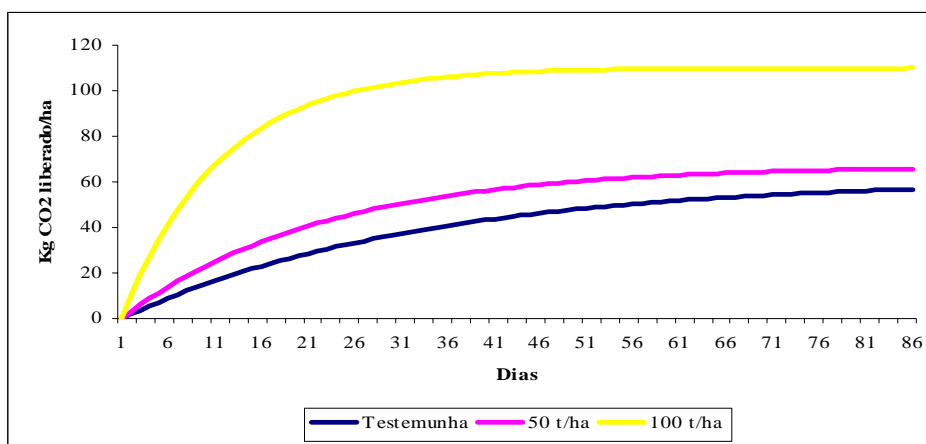


Figura 11. Liberação acumulada de CO₂ (kg/ha) em solo seco, incorporado com plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001.

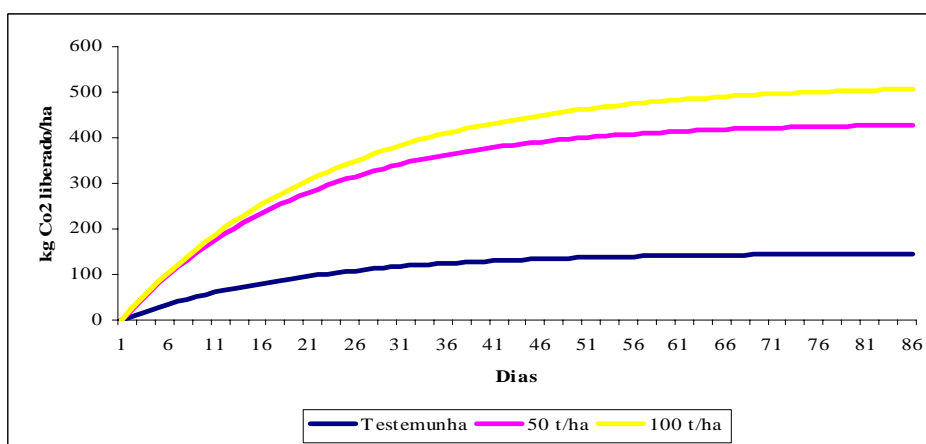


Figura 12. Liberação acumulada de CO₂ (kg/ha) em solo úmido, incorporado com plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001.

A liberação de CO₂ nos tratamentos testemunha (Figura 13), mostrou-se mais intensa quando o solo estava úmido, com 145 kg/ha. Provavelmente esta liberação é proveniente do processo de decomposição da matéria orgânica já presente no solo. a liberação estudada em solo seco representou um resultado 2,6 vezes menor, indicando uma grande redução na velocidade de degradação das plantas no solo nestas condições.

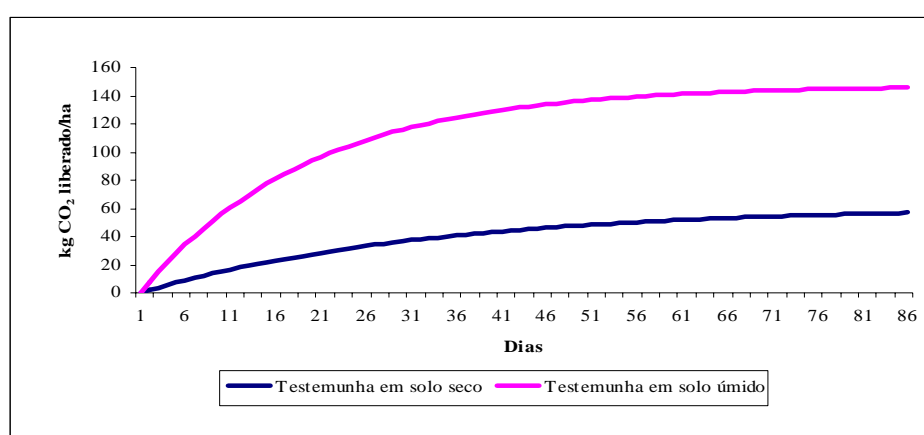


Figura 13. Liberação acumulada de CO₂ (kg/ha) em solo sem incorporação de plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001.

Parâmetros de Mitscherlich : Testemunha em Solo Seco - A = 61.0084, C = 0.0137, R2 = 0.9831;
 Testemunha em Solo Úmido - A = 147.1997, C = 0.0231, R2 = 0.9092;

As liberações de CO₂ no solo úmido com 50 t/ha (Figura 14) e 100 t/ha (Figura 15) foram, respectivamente, 6,5 e 4,5 vezes superiores às observadas nos tratamentos em solo seco. Para todos os tratamentos, foi observada uma maior liberação de CO₂ durante os primeiros vinte dias, com liberação média de 61% do carbono total para os tratamentos em solo úmido e, 51% observado nos tratamentos em solo seco. Em parte, este comportamento pode ser devido à movimentação do solo dos vasos, associado à incorporação de água juntamente com o material vegetal.

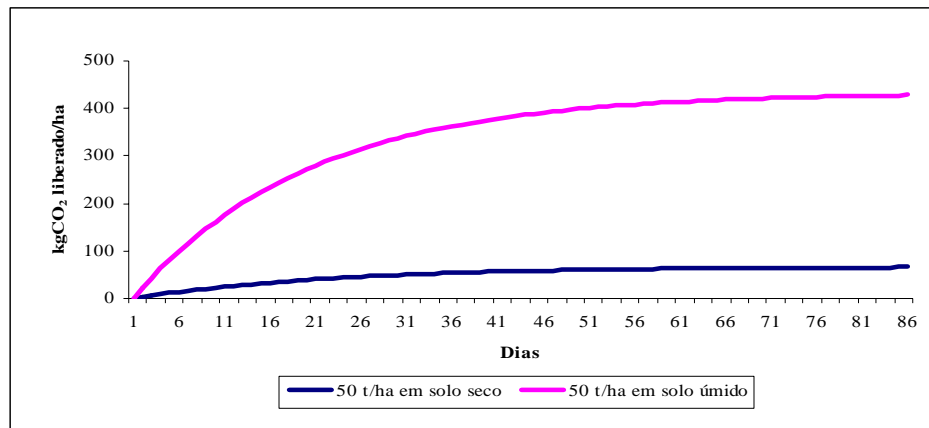


Figura 14. Liberação acumulada de CO₂ (kg/ha) em solo incorporado com 50 t/ha de plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001.

Parâmetros de Mitscherlich : 50t/ha em Solo Seco - A = 67.0982, C = 0.0202, R2 = 0.9356;
 50t/ha em Solo Úmido - A = 433.1167, C = 0.0226, R2 = 0.9820;

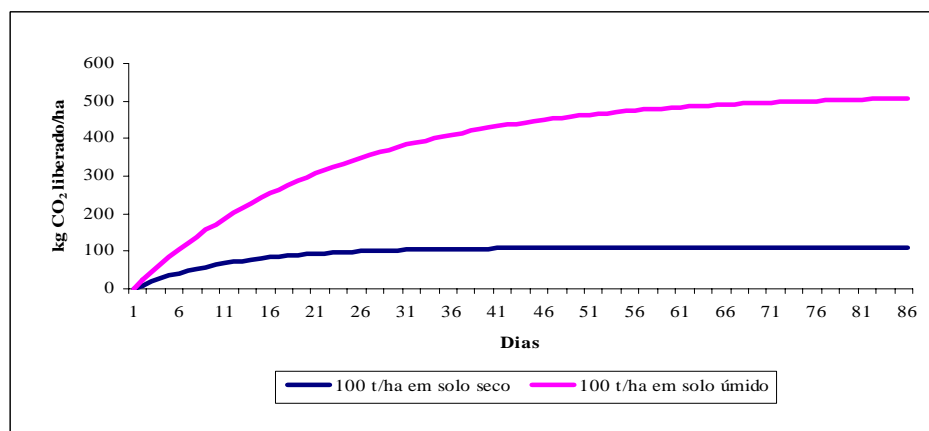


Figura 15. Liberação acumulada de CO₂ (kg/ha) em solo incorporado com 100 t/ha de plantas aquáticas, durante o processo de decomposição. Botucatu/SP, 2001.

Parâmetros de Mitscherlich : 100t/ha em Solo Seco - A = 110.0381, C = 0.0412, R2 = 0.8667;
 100t/ha em Solo Úmido - A = 518.6296, C = 0.0195, R2 = 0.9841;

Machado et al. (1999), trabalhando com liberação de CO₂ em solo incorporado com poaia-branca (*Richardia brasiliensis*) observaram liberação de carbono na ordem de 77%, especialmente nos dez dias iniciais de incubação. Minhoni et al. (1990) observaram valores inferiores, quando testaram esse efeito em solo com adição de vinhaça e bagaço de cana.

Este processo é um reflexo da sucessão da comunidade e metabolismos microbianos no sistema, pois inicialmente, a maior quantidade de compostos solúveis, prontamente decomponíveis, promovem aumento na comunidade microbiana, em termos de metabolismo e populações. Posteriormente, os compostos restantes, mais complexos, determinam uma comunidade diferente e menor (Machado et al., 1999). Eira & Minhoni (1991), reportam que a adição de matéria orgânica e nutrientes no solo, especialmente N e P, também promovem aumento da comunidade microbiana.

Após esse período inicial, nota-se, nos tratamentos em solo seco, um equilíbrio e estabilização do processo de liberação de CO₂, acarretando na diminuição do processo degradativo da biomassa incorporada. Entretanto, o mesmo não foi observado em solo úmido, onde há um aumento progressivo da liberação de CO₂ e, conseqüentemente do processo de decomposição da matéria seca incorporada ao solo.

Desta forma, o processo de degradação da biomassa incorporada no solo passa a ser um tanto longo, até que se estabilize a níveis normais. Este fato pode determinar um intervalo seguro entre descartes, fazendo com que se saiba em quanto tempo o material irá ser decomposto para que um novo descarte possa ser realizado.

Finalizando, pelo estudo de respiração microbiana, nota-se que o solo quando encontrado em condição de umidade, favorece prontamente a decomposição da

biomassa incorporada, pelos microrganismos do solo, com índices médios de 75% superiores quando comparados em solo seco.

7 CONCLUSÕES

Para as condições de realização deste estudo, são válidas as seguintes conclusões:

Os teores de água na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* foram bastante altos, superiores a 90%. Os maiores teores de água (94,93% e 94,86%) foram observados para *C. demersum*.

As relações C/N de *E. densa*, *E. najas* e *C. demersum* foram bastante baixas quando comparadas a plantas terrestres. As menores relações C/N (11,39 e 11,79) foram observadas para *C. demersum*.

Considerando *E. densa*, maiores teores de P, Ca, S, Mg, Co, Cu, Fe, Si, Zn, Na, Ba, Ni, V, Se, Cr, As, Pb, Li, Sn e Cd foram observados na coleta realizada no verão. Maiores teores na coleta feita no inverno foram observados para C, N, K, Al e Mn.

Considerando *E. najas*, maiores teores de C, P, Ca, Mg, Co, Cu, Zn, Na, Ba, Ni, V, Se, Cr, As, Pb, Li, Sn e Cd foram observados na coleta realizada no verão. Maiores teores na coleta feita no inverno foram observados para N, K, S, Al, Fe, Si e Mn.

Considerando *C. demersum*, maiores teores de N, K, Ca, S, Mg, Co, Cu, Zn, Na, Mn, Ba, Ni, V, Cr, As e Pb foram observados na coleta realizada no verão. Maiores teores na coleta feita no inverno foram observados para C, P, Al, Fe, Si, Se, Li, Sn e Cd.

As características bromatológicas da matéria seca das três espécies estudadas indicaram elevado potencial de uso das mesmas para alimentação animal. A principal restrição refere-se ao elevado teor de umidade destas plantas exigindo a secagem prévia para que a biomassa das mesmas possa ser utilizada como alimento.

Não houve secagem de *E. densa*, *E. najas* e *C. demersum* quando depositadas sobre o solo úmido em quantidades de 50 e 100 t de biomassa fresca / ha. Se depositada sobre solo seco, a biomassa destas espécies secou completamente em um período de 7 dias.

A velocidade de degradação das plantas de *E. densa*, *E. najas* e *C. demersum* foi de 6,5 a 4,5 vezes superior em solo úmido quando comparado a solo seco.

Os resultados indicaram que a estação seca , com menor precipitação pluvial e menor nível de umidade do solo, é a melhor época para coleta e descarte das plantas aquáticas imersas. Contudo, considerando a maior velocidade de degradação em solo úmido, possíveis áreas de descarte deverão ser dotadas de sistemas de irrigação.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS*

Andriguetto, J.M., Perly, L., Minardi, I., Gemael, A., Flemming, J.S., Souza, G.A., Bona Filho, A. *Nutrição Animal --As bases e os fundamentos da nutrição animal*. 4ª ed., v.1. São Paulo: Nobel, 1981. 395p.

Barreto, A.S. *Assimilação do cromo trivalente nas biomassas nanoplactônicas e microplanctônicas e sua quantificação nos sedimentos e sobrenadante*. São Carlos, 1994, 93p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Bitar, A.L. *Fluxo de nitrogênio e seu uso por duas macrófitas (E. crassipes e P. stratiotes) no reservatório de Salto Grande (Americana-SP)*. São Carlos, 1998, 97p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

* UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Faculdade de Ciências Agrônomicas. Normas para elaboração de dissertação e teses. 1997. 35p.

Brayner, F. *Determinação das taxas de renovação de metais-traço por sedimentos orgânicos em um viveiro de piscicultura em área estuarina e urbana*. São Carlos, 1998, 103p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Bronhara, A. Requisitos para o controle de plantas aquáticas – Etapas para elaboração e licenciamento de um programa de controle de plantas aquáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998, p.22-9.

Charudattan, R. Biological control and prevention: Successful and unsuccessful experience of the control methods. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p.18-21.

Cooplantio. *Relação Carbono / Nitrogênio*. 2001.
www.com.br/scripts/cooplantio/pg/printfile.exe?f=77. Capturado em 20/11/2001.

Cowgill, U.M. The hydrochemistry of Linsley Pond – North Brandford, Connecticut. II. The chemical composition of the aquatic macrophytes. *Arch. Hidrobiol. Suppl.*, v.45, n.1, p.1-119, 1974.

Eira, A.F., Minhoni, M.T.A. *Manual prático de biotecnologia e microbiologia agrícola. Microbiologia do solo (a população microbiana do solo)*. Botucatu: FEPAF, 1991. 45p.

- Esteves, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 2ª ed, 1998. 575p.
- Esteves, F.A., Camargo, A.F.M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnol. Bras.*, v.1, p.273-98, 1986.
- Furlani Jr, J.A., Tanaka, R.H. Estudos e controle de plantas aquáticas no reservatório de Barra Bonita. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Workshop Plantas Aquáticas...* Caxambu: SBCPD, 1997. p.20-2.
- Greenway, M. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Wat. Sci. Tech.*, v.35, n.5, p.135-42, 1997.
- Hayner, R.R. Revision of North and Central American *Najas* (Najadaceae). *Sida*, v.8, p.34-56, 1979.
- Holm, L., Doll, J., Holm, E., Pancho, J., Herberger, J. *World Weeds – Natural histories and distribution*. New York: John Wilwy & Sons, Inc., 1997. p.329-39.
- Hoyer, M.V., Canfield Jr, D.E., Horsburgh, C.A., Brown, K. *Florida Freshwater Plants – A Handbook of common aquatic plants in Florida lakes*. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, 1996. 256p.

- Junk, W.J., Howard-Williams, C. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: Sioli, H.I. The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. *Monographic biologicae*, v.56, 1984. 763p.
- Kähkömen, M.A., Pantsar-Kalli, M., Manninen, P.K.G., Analyzing heavy metal concentration in the different parts of *Elodea canadensis* and surface sediment with PCA in two boreal lakes in southern Finland. *Chemosphere*, v.35, n.11, p.2645-56, 1997.
- Kissmann, K.G. *Plantas Infestantes e Nocivas*. São Paulo: BASF. 1997. p.290-3.
- Lamparelli, M.C., Zagatto, P.A. Monitoramento de ambiente aquático, quando da aplicação de um herbicida. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p.42-3.
- Lewander, M., Greger, M., Kautsky, L., Szarek, E. Macrophytes as indicator of bioavailable Cd, Pb and Zn flow in the river Przemsza, Katowice Region. *Applied Geochemistry*, v.11, 1996. p.169-73.
- Lorenzi, H. *Plantas daninhas do Brasil: Terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas*. 3ª ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608p.
- Lowden, R.M. Taxonomy of the genus *Najas* L. (Najadaceae) in the Neotropics. *Aquat. Bot.*, v.24, p.147-84, 1986.

Machado, E.S., Minhoni, M.T.A., Büll, L.T. Liberação de CO₂, biomassa microbiana e fósforo disponível em solo adicionado de matéria seca de poaia-branca. *Planta Daninha*, v.17, n.1, p.73-81, 1999.

Malavolta, E., Vitti, G.C., Oliveira, S.A. *Avaliação do estado nutricional das plantas – Princípios e aplicações*. Piracicaba: Fundação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.

Marcondes, D.A.S, Mustafa, A.L., Tanaka, R.H., Martins, D., Velini, E.D. Pitelli, R.A. Studies for aquatic plant management in hydro electrical lakes in Brazil. In: ANNUAL MEETING OF AQUATIC PLANT MANAGEMENT, 40, 2000, San Diego. *Abstract...* San Diego: APMS, 2000. p.05.

Martins, D. Controle químico de plantas aquáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p.30-1.

Minhoni, M.T.A., Eira, A.F., Cardoso, E.J.B.N. Efeitos da adição de N e P sobre a decomposição de diferentes tipos de material orgânico no solo. *R. Bras. Ci. Solo*, v.14, p.297-304, 1990.

Moraes, A.R. *Estimativa de estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana-SP)*. São Carlos, 1999, 94p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

NATIVE FRESHWATER PLANTS. *Coontail – a freely floating native plant.* 2001.

www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/native/coontail.html. Capturado em 26/10/2001.

Nogueira, V.P.Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: Porto, R.L.L. *Hidrologia Ambiental*. v.3. São Paulo: EDUSP, 1991, p.165-208.

Pinto, M.A.T., Cavalcanti, C.G.B. *Recuperação de lagos tropicais: Biotecnologia no controle da eutrofização em lagos tropicais - A experiência do lago Paranoá.*

www.biotecnologia.com.br/bio/7_h.htm. capturado em 12/10/2001, 19:15h.

Pitelli, R.A. Macrófitas aquáticas no Brasil, na condição de problema. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998, p.12-5.

Pitelli, R.A. & Figueiredo, G. Estudos preliminares do controle biológico de *E. densa* L. pelo uso de fitopatógenos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Workshop Plantas Aquáticas...* Caxambu: SBCPD, 1997. p.19.

Principe, C.R., Kuratani, H., Meloni, M.L.B. Impacto da afluência de elódeas na operação e manutenção da usina hidroelétrica Eng. Souza Dias (Jupiá) – CESP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Workshop Plantas Aquáticas...* Caxambu: SBCPD, 1997. p.5-8.

Raven, P.H. *Biologia Vegetal*. 5 ed. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara-Koogan. 1996.

SAS INSTITUTE. SAS/STAT. *User's guide: statistics*. version 6.11, Cary, 1996.

Tanaka, R.H. Prejuízos provocados pelas plantas aquáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998, p.36-8.

Tanaka, R.H. *Eficácia de fluridone para o controle de Egeria spp. em caixas d'água e em represa de pequeno porte sem fluxo de água*. Botucatu, 2001, 51p. Dissertação (Mestrado, Agronomia / Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Tedesco, M.J., Volkweiss, S.J., Bohenn H. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: UFRGS, 1985. p.328-30.

Thomaz, S.M. Explosões populacionais de plantas aquáticas: Sintoma de um problema. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998, p.16-7.

Thomaz, S.M., Bini, L.M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limn. Bras.*, v.10, n.1, p.103-16, 1998.

Underwood, C.J. *Trace elements in human and mineral nutrition*. New York: Academic Press, 1971. 543p.

- Valente, J.P.S., Padilha, P.M., Silva, A.M.M. Contribuição da cidade de Botucatu-SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. *Eclét. Quím.*, v.22, 1997.
- Vega, L.M.F. Plantas acuáticas – Informe especial sobre macrofitas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Workshop Plantas Aquáticas...* Caxambu: SBCPD, 1997. p.27-33.
- Velini, E.D. Controle de plantas daninhas aquáticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 22, 2000, Foz do Iguaçu. *Palestras...* Foz do Iguaçu: SBCPD, 2000. p.137-47.
- Velini, E.D., Martins, D., Marcondes, D.A.S. Seleção de herbicidas para o controle de plantas daninhas aquáticas submersas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Workshop Plantas Aquáticas...* Caxambu: SBCPD, 1997. p.9-18.
- Viana, A.C. Avaliação de risco do uso de herbicidas em ambiente aquático. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p.39.
- Weier, T.E. *Botany, an introduction to plant biology*. 5 ed. John Wiley & Sons Inc., 1974. 693p.

Wetzel, R.G. *Limnologia*. 2^a ed. Lisboa: Saunders College Publishing, 1993. 919p.

Wood, J.M. Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science*, v.3, p.1049-52, 1974.