

PRODUÇÃO PRIMÁRIA, DECOMPOSIÇÃO E ESTOQUE DE
CARBONO EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE AMBIENTES
COSTEIROS DO NORTE FLUMINENSE.

GUSTAVO GOMES CHAGAS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO-UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES/ RJ

FEVEREIRO – 2010

PRODUÇÃO PRIMÁRIA, DECOMPOSIÇÃO E ESTOQUE DE
CARBONO EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE AMBIENTES
COSTEIROS DO NORTE FLUMINENSE.

GUSTAVO GOMES CHAGAS

Tese apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte
das exigências para a obtenção do
Título de Doutor em Ecologia e
Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Marina Satika Suzuki.

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

CAMPOS DOS GOYTACAZES/ RJ

FEVEREIRO – 2010

PRODUÇÃO PRIMÁRIA, DECOMPOSIÇÃO E ESTOQUE DE CARBONO EM
MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE AMBIENTES COSTEIROS DO NORTE
FLUMINENSE.

GUSTAVO GOMES CHAGAS

Tese apresentada ao Centro de Biociências e
Biotecnologia da Universidade Estadual do
Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte
dos requisitos para a obtenção do título de
Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 24 de Fevereiro de 2010.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Alex Enrich Prast- UFRJ- Departamento de Ecologia

Prof^a. Dr^a. Dora Maria Villela UENF-CBB - Laboratório de Ciências Ambientais

Prof^a. Dr^a. Cristina Maria Magalhães de Souza UENF-CBB-Laboratório de Ciências Ambientais

Prof^a. Dr^a. Marina Satika Suzuki-UENF-CBB- Laboratório de Ciências Ambientais-
Orientadora

Sumário

1- INTRODUÇÃO	1
2- HIPÓTESE	6
3- OBJETIVO GERAL	7
4- CAPÍTULO 1	8
Resumo	8
Abstract	9
4.1-INTRODUÇÃO	10
4.2-OBJETIVOS	13
4.3-ÁREA DE ESTUDO	14
4.4-MATERIAL E MÉTODOS	18
4.5-RESULTADOS	23
4.6-DISCUSSÃO	40
4.7-CONCLUSÃO	49
5-CAPÍTULO 2	50
Resumo	49
Abstract	50
5.1-INTRODUÇÃO	52
5.2- ÁREA DE ESTUDO	54
5.3-MATERIAL E MÉTODOS	56
5.4-RESULTADOS	57
5.5-DISCUSSÃO	59
5.6-CONCLUSÃO	60
6-CAPÍTULO 3	62
Resumo	62
Abstract	63
6.1-INTRODUÇÃO	64
6.2-MATERIAL E MÉTODOS	65
3-RESULTADOS	66
4-DISCUSSÃO	77
5-CONCLUSÃO	78
7-DISCUSSÃO FINAL	81
8-CONCLUSÕES	86
9-REFERENCIA BIBLIOGRÁFICAS	88

Lista de Figuras

Figura 1: Gradiente de distribuição de macrófitas aquáticas ao longo da margem de uma lagoa fictícia.	3
Figura 4.1A: Imagem de satélite mostrando o alagado e a lagoa do Campelo.	16
Figura 4.1B: Imagem de satélite mostrando os pontos de amostragem	17
Figura 4.2: Dados limnológicos do alagado (a) temperatura da água, (b) pH (c) condutividade elétrica e (d) oxigênio dissolvido.	24
Figura 4.3: Contribuição relativa do Carbono orgânico dissolvido (COD) não associado a carboidratos (C-CH ₂ O) e proteínas (C-PRO) e C-CH ₂ O e no alagado no período seco/07 e chuvoso/08.	26
Figura 4.4: Material particulado em suspensão (MPS) no alagado nos períodos seco e chuvoso.	27
Figura 4.5: Carbono orgânico particulado (COP) no alagado nos períodos seco/07 e chuvoso/08.	28
Figura 4.6: Carbono inorgânico dissolvido (CID) na água superficial do alagado durante o período seco/07 e chuvoso/08.	29
Figura 4.7: Concentração de CID na água intersticial no alagado estudado durante o período seco/07 e chuvoso/08.	29
Figura 4.8: Concentração de metano na água superficial no alagado estudado durante o período seco/07 e chuvoso/08.	30
Figura 4.9: Concentração de metano no perfil do sedimento do alagado em entre 0-10cm no período seco/07 e chuvoso/08.	31
Figura 4.10: Concentração de Carbono no perfil do sedimento do alagado entre 0-10cm no período seco/07 e chuvoso/08.	31
Figura 4.11: Incremento de biomassa da macrófita <i>T. domingensis</i> no alagado estudado durante o período seco (dados adaptados de Freesz, 2007).	45
Figura 4.12: Incremento de biomassa da macrófita <i>T. domingensis</i> no alagado estudado durante o período Chuvoso (dados adaptados de Freesz, 2007).	45
Figura 4.13: Estoques de carbono no alagado estudado durante o período seco.	47
Figura 4.14: Estoques de carbono no alagado estudado durante o período chuvoso.	48

Figura 5.1: Mapa do Estado do Rio de Janeiro com destaque para a imagem de satélite mostrando o alagado e a lagoa do Campelo	55
Figura 5.2: Variação da biomassa da macrófita <i>Eleocharis acutangula</i> em relação ao nível de água do alagado durante o período de março 2005 a fevereiro 2006.	57
Figura 5.3: Variação da biomassa clorofilada e senescente da macrófita <i>Eleocharis acutangula</i> do alagado durante o período de março 2005 a fevereiro 2006.	58
Figura 5.4: Produção primária pelo método de Smalley (1959) da <i>Eleocharis acutangula</i> durante o período de abril 2005 a fevereiro 2006.	58
Figura 6.1: Área de estudo das lagoas estudadas	68
Figura 6.2: Flutuação de biomassa viva e morta das macrófitas aquáticas estudadas durante o período de amostragem.	71
Figura 6.3: Média de biomassa de material vivo e de material morto das macrófitas aquáticas estudadas durante o período de amostragem	72
Figura 6.4: Análise de variância do material vivo e morto sem <i>E. crassipes</i> e incluindo <i>E. crassipes</i> nas análises.	73
Figura 6.5: Produção primária líquida das macrófitas estudadas	74
Figure 6.6: Média da produção primária líquida das espécies de macrófitas aquáticas durante o período de estudo	75
Figure 6.7: Taxa de decomposição <i>P. stenostachys</i> , <i>T. domingensis</i> e <i>E. minima</i> .	76
Figure 6.8: Análise de Co Variância (ANCOVA) das espécies estudadas: porcentagem de peso seco (a); Carbono Organico (b); N-Kjeldahl (c) e Fósforo Total (d).	77
Figura 7.1: imagem do alagado em no período chuvoso 2005 mostrando a densa colonização de <i>Typha domingensis</i> e <i>Eleocharis acutangula</i> .	85
Figura 7.2: imagem do alagado no período chuvoso de 2008 mostrando redução dos bancos de <i>Typha domingensis</i> e a ausência de <i>Eleocharis acutangula</i> . A vegetação baixa é formada pelo pasto inundado.	85

Lista de Tabelas:

Tabela 4.1: Dados morfométricos do alagado.	37
Tabela 4.2: Média e desvio padrão (entre parênteses) das concentrações de carboidrato, proteína, carbono na forma de carboidrato (C-CH ₂ O), carbono na forma de proteína (C-PRO) e carbono orgânico dissolvido (COD) no alagado.	39
Tabela 4.3: Variação da biomassa da macrófita aquática <i>T. domingensis</i> no alagado estudado (g.m ⁻²).	33
Tabela 4.4: Concentração de carbono (mg.g ⁻¹) nas diferentes partes da macrófita aquática <i>T. domingensis</i> nos períodos seco/07 e chuvoso/08.	34
Tabela 4.5: Estoque de carbono (gC.m ⁻²) da macrófita aquática <i>T. domingensis</i> no alagado durante o período seco/07 e chuvoso/08.	35
Tabela 4.6: Taxa de sedimentação de material particulado, taxa de sedimentação do carbono orgânico particulado (COP), total de carbono orgânico particulado considerando a área total do alagado, fluxo difusivo de C-CO ₂ , total de carbono liberado do sedimento por difusão de C-CO ₂	37
Tabela 4.7: Estoque total de carbono no alagado nas frações dissolvidas (COD e CID), particulada (COP), macrófita aquática (<i>T. domingensis</i>), sedimento e total nos dois períodos amostrais.	39

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a DEUS, que é meu escudo e minha fortaleza. Deus sempre me mostrou os caminhos e me deu coragem para enfrentar os desafios que viriam.

A minha família, meus Pais, Sérgio e Emilse, por todo apoio e incentivo. À minha irmã Priscila e meu cunhado Fabrício, meu irmão Gabriel e minha cunhada Aline por toda amizade, carinho e compreensão, sem eles eu não conseguiria nada. E a minha sobrinha Eduarda, que sempre me trouxe muita alegria e me faz acreditar no amanhã.

A minha orientadora Marina, pela amizade e confiança na minha capacidade de realizar este trabalho. Em todos os momentos sempre acreditou que conseguiria concluir este trabalho.

Ao Mateus, sempre disposto a ajudar nos trabalhos de campo e pela amizade.

Aos amigos do LCA Giselli, Giselle, Thiago Pedrosinha, Thiago (Tigrão), Marcelo Maciel, Bruno Masi, Bruno Esteves, Matheus, Aníbal, Marcela, Gilson, Willian, Taíse, Leidi, Vanessa, Geovana, Amanda, e outros que de alguma forma me ajudaram e tornaram os últimos 4 anos mais divertidos.

Aos amigos desta época da Graduação Inês, Anna, Viviane, Maria Cristina, Wendel, Tarsila e Janice por todo companheirismo e momentos de descontração.

Aos técnicos de campo Sr. Antônio, Ivanilton, Gerson e Vanderlei pelas ajudas nos trabalhos de campo.

Aos amigos Dudu, Edna, Martha, Alex, Monique, Beбето, Silvana, Joerce e Graziela pelos momentos de descontração, companheirismo e amizade.

Aos técnicos de laboratório, Marcelo, Cristiano, Ana Paula e Alcemi por toda ajuda no laboratório

A Prof^a. Ângela pela revisão deste trabalho.

Aos membros da banca, professores Alex Prast, Cristina Maria e Dora Vilela por aceitarem participar da Banca.

A todos que ajudaram direta e indiretamente para a realização deste trabalho.

A UENF, Faperj, CNPq e Capes pelo apoio financeiro.

Produção primária, decomposição e estoque de carbono em macrófitas aquáticas de ambientes costeiros do Norte Fluminense.

Resumo:

Macrófitas aquáticas desempenham importante papel ecológico, especialmente em ambientes rasos como as regiões litorâneas dos ecossistemas lacustres e a áreas alagáveis. Nestes, as macrófitas aquáticas podem desenvolver estandes mistos ou monoespecíficos, onde influenciam a física e a química da água, alterando a temperatura, a turbulência, a concentração e a distribuição de oxigênio e nutrientes, desenvolvendo habitats e nichos para muitos animais. Avaliar a contribuição das macrófitas aquáticas como compartimento estocador de carbono em ecossistemas aquáticos da região Norte Fluminense e sua importância na ciclagem de carbono através dos processos fotossintéticos e decomposição da matéria orgânica. Para tal, foram realizados dois estudos em um alagado próximo a lagoa do campelo e outro estudo nas lagoas costeiras do PARNA de Jurubatiba. No alagado, foram realizadas coletas quinzenais no período seco/2007 (junho – agosto) e chuvoso/2008 (janeiro – março). Em termos de estoque total de carbono, o período chuvoso apresentou valores mais elevados que o período seco (exceto para estoque de carbono na macrófita *Typha domingensis*). Considerando a área total do sistema, maior estoque de carbono está na macrófita *Typha domingensis* (7069 toneladas de carbono), seguido pelo sedimento (969 ton. C), fração do carbono orgânico dissolvido (COD- 26,3 tonC), carbono inorgânico dissolvido (CID- 4,22 ton C) e carbono orgânico particulado (1,82 ton C). A variação de biomassa da macrófita *Eleocharis acutangula* seguiu a variação do nível de água. Em função do padrão atípico do período chuvoso/2005, valores mais elevados de produção primária (128g PS m⁻².mês⁻¹) e biomassa total (447g PS.m⁻²) foram observados em maio de julho respectivamente. Os dados mostram que a produção primária e a alocação de biomassa são fortemente influenciadas pela variação do nível de água, e quando ocorre elevação do nível de água, a macrófita investe rapidamente em biomassa. A decomposição das macrófitas submersa é mais acelerada que das macrófitas emersas. Desta forma, podemos inferir que, devido às características fisiológicas, a *P. stenostachys* contribui de forma mais acelerada na ciclagem do carbono que as outras macrófitas estudadas (*Typha domingensis*, *Eichornia crassipes* e *Eleocharis minima*).

Palavras chave: Estoque de Carbono, macrófitas aquáticas, ecossistemas costeiros, área alagada, produção primária, decomposição

Primary production, decomposition and carbon storage in macrophytes of coastal environments of northern region Rio de Janeiro State.

Abstract.

Aquatic macrophytes play an important ecological role, especially in shallow and coastal areas of lake and wetland ecosystems. In these, the macrophytes can develop monospecific or mixed stands, where they influence the physics and chemistry of water, changing the temperature, turbulence, concentration and distribution of oxygen and nutrients, developing niches and habitats for many animals. To evaluate the contribution of macrophyte compartment as stored carbon in aquatic ecosystems of the Northern Rio de Janeiro State region and its importance in the cycling of carbon through photosynthetic processes and decomposition of organic matter. To this end, two studies were performed in wetland near campelo lagoon and another study in coastal lagoons of PARNA Jurubatiba. In wetland, sampling were made fortnightly during dry season/2007 (June-August) and rainy season/2008 (January-March). In terms of total stock of carbon, the rainy season had higher values than the dry season (except for carbon stock in macrophyte *Typha domingensis*). Considering the total area of the system, larger carbon stock is in macrophyte *Typha domingensis* (7069 tonnes of carbon), followed by sediment (969 ton. C), fraction of dissolved organic carbon (DOC 26.3 ton C), dissolved inorganic carbon (DIC-4.22 ton C) and particulate organic carbon (1.82 ton C). The variation of macrophyte biomass *Eleocharis acutangula* followed the variation of water level. Due to the atypical pattern of rainy season/2005, higher values of primary production ($128\text{g DW} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mês}^{-1}$) and total biomass ($447\text{g DW} \cdot \text{m}^{-2}$) were observed in May, July respectively. The data show that primary production and biomass allocation are strongly influenced by the variation of water level, and occurs when high water level, to invest quickly macrophyte biomass. The decomposition of submerged macrophytes is faster than the geophytes. Therefore, we can infer that due to physiological characteristics, *P. stenostachys* contributes more accelerated in carbon cycling than other macrophyte (*Typha domingensis*, *Eichhornia crassipes* and *Eleocharis minima*).

Keywords: Carbon stock, aquatic macrophytes, coastal ecosystems, wetland, primary production, decomposition

1-INTRODUÇÃO GERAL

Ecosistemas aquáticos da planície costeira do Rio de Janeiro

As planícies costeiras são consideradas formações geológicas recentes, resultantes da deposição de sedimentos marinhos e continentais durante eventos de transgressões e regressões marinhas. O processo de formação normalmente leva a uma paisagem rica em habitats, que inclui matas de restingas, banhados de água doce e salgada, lagoas e lagoas costeiras entre outros.

O continente sul americano contribui com 12,2 % dos corpos d'água continentais costeiros (Barnes, 1980). Grande parte do litoral brasileiro apresenta este tipo de ecossistema, variando desde os 10360 km² da Lagoa dos Patos até sistemas menores que 1 km².

A planície costeira do norte do estado do Rio de Janeiro foi formada por movimentos regressivos do mar, formando um grande conjunto de áreas alagadas e lagoas costeiras. Estes corpos d'água apresentam dimensões variáveis, desde pequenas depressões até grandes corpos d'água, como as lagoas Feia e Araruama, sendo diferenciadas quanto a idade, estágio de evolução, geometria, natureza de troca de águas, salinidade, produtividade biológica, e principalmente quanto ao estágio de degradação (Amador, 1985; Palma-Silva, 1999). A conjugação de alguns fatores ocorridos no Holoceno, tais como a corrente de deriva litorânea, variações no nível do mar e aporte sedimentar ao litoral, proveniente dos ambientes fluviais permitiu a formação das lagoas costeiras desta área (Suguio e Tessler, 1984; Dias e Silva, 1984)

Os solos da região são predominantemente arenosos (podzol hidromórfico), apresentam baixo conteúdo de matéria orgânica e nutrientes (CIDE, 1997). O clima é subúmido, com temperatura máxima média de 29,9°C em fevereiro e mínima de 25,5 °C, com precipitações anuais na ordem de 800 a 1200mm, sem excedente hídrico e com déficit de 350 a 500mm em 9 a 11 meses do ano (RADAMBRASIL, 1983).

A bacia de drenagem dos ecossistemas aquáticos da região são utilizadas para o plantio da monocultura de cana de açúcar, freqüentemente com adição de adubos,

que são lixiviados para os ecossistemas aquáticos nos períodos de chuva, acelerando o processo de eutrofização.

Comunidade de macrófitas aquáticas

No Brasil, a maioria dos ambientes aquáticos existentes, incluindo tanto os naturais quanto os construídos pelo homem, são relativamente rasos e pequenos, o que possibilita a formação de regiões litorâneas extensas, que podem ser colonizadas por diferentes comunidades de macrófitas aquáticas (Thomaz, e Bini, 1999). Em muitas áreas alagáveis, a colonização por macrófitas aquáticas é total.

Grande parte da carga de nutrientes que entra no ecossistema lacustre, bem como sua reciclagem, é controlada pelo metabolismo das áreas alagadas, das macrófitas aquáticas e sua microfauna associada (Esteves, 1998). A elevada produtividade primária dessas comunidades permite a incorporação dos nutrientes originados das fontes poluidoras

O termo macrófita aquática é de uso geral e não está relacionada a um grupo taxonômico, mas ao conjunto de plantas terrestres que voltaram a viver em ambientes aquáticos, abrigando de forma arbitrária as macrófitas emersas, flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e macrófitas com folhas flutuantes (figura 1). Devido a esta grande diversidade de formas de crescimento, as macrófitas aquáticas podem estar presentes não apenas na região litorânea como também no interior do ecossistema aquático formando um gradiente de distribuição, iniciando pelas macrófitas emersas, passando pelas de folhas flutuantes até as enraizadas (Wetzel, 1993).

Macrófitas aquáticas desempenham importante papel ecológico, principalmente em ambientes rasos como as regiões litorâneas dos ecossistemas lacustres e a áreas alagáveis. Nestes, as macrófitas aquáticas podem desenvolver estandes mistos ou monoespecíficos, onde influenciam a física e a química da água, alterando a temperatura, a turbulência, a concentração e a distribuição de oxigênio e nutrientes (Carr *et al.*, 1997; Thomaz e Bini, 1999; Petrucio e Esteves, 2000, Dodds e Biggs, 2003); servem como substrato para o perifíton (Fernandes e Esteves, 2003)

desenvolvem habitats e nichos para muitos animais. De forma geral, as macrófitas estão relacionadas basicamente ao aumento da heterogeneidade espacial, que propicia a criação de habitats para macro invertebrados (Albertoni, *et al.*, 2007), aves (Russell *et al.*, 2009), peixes (Casatti, *et al.*, 2003, Pacheco e Da Silva, 2009), ao aumento da estabilidade da região litorânea e proteção das margens (San-Jensen, 1998) e ainda em determinadas circunstâncias, as macrófitas podem atuar na retenção de nutrientes e poluentes (Engelhardt e Ritchie, 2001, Klumpp, *et al.*, 2002; Rigollet, *et al.*, 2004).

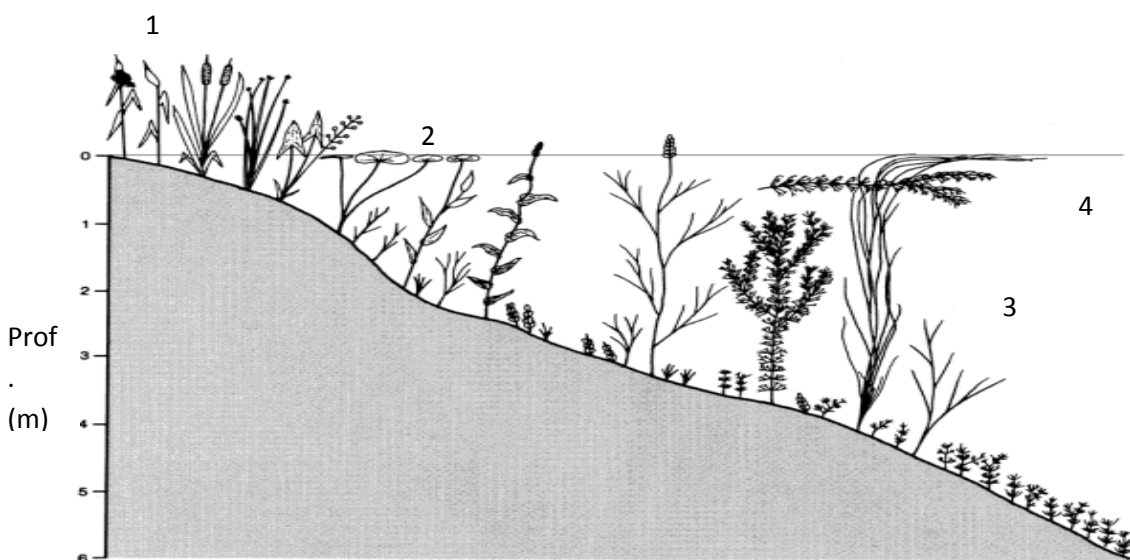


Figura 1: Gradiente de distribuição de macrófitas aquáticas ao longo da margem de uma lagoa fictícia. 1- macrófitas emersas enraizadas; 2- macrófitas enraizadas com folhas flutuantes; 3- macrófitas submersas enraizadas; 4- macrófitas submersas livres (Adaptado de Esteves, 1998).

Por outro lado, as macrófitas aquáticas formam a base de uma extensa cadeia de detritos e herbivoria, funcionando também como compartimento estocador de nutrientes (Palma-Silva *et al.*, 2004, Mitsch & Gosselink, 2007). Em função de um menor requerimento nutricional em relação à comunidade fitoplanctônica, a comunidade macrofítica é capaz de produzir muito mais biomassa que aquela

(Boode *et al.*, 2006), alterando, desta forma, a ciclagem de nutrientes, absorvendo-os da água e/ou sedimento e liberando-os para a coluna d'água, principalmente através do processo de decomposição da biomassa e da exudação (Shilla *et al.*, 2006; Rejmánková e Sirovák, 2006, Carillo *et al.*, 2006)

O papel das macrófitas aquáticas como um compartimento importante para o padrão de funcionamento dos sistemas aquáticos foi negligenciado até aproximadamente a metade da década de 1950, sendo até este período o enfoque principal das pesquisas limnológicas estava centrada na produtividade do fitoplâncton. Esteves (1998) atribuiu esse fato a duas causas principais: a idéia generalizada entre os limnólogos, até então que o papel das macrófitas aquáticas em ecossistemas lacustres era insignificante, e também às dificuldades metodológicas na determinação da biomassa e, em especial, da produtividade primária dos diferentes grupos ecológicos.

Decomposição de macrófitas aquáticas

A decomposição é um processo amplamente investigado em ecossistemas aquáticos (Pagioro e Thomaz, 1998, Battle, 2000; Brum, 2001; Titus e Pagano, 2002; Thomaz *et al.*, 2003; Fonseca, 2006, entre outros). De forma geral, utiliza-se os detritos destes vegetais, devido a importante contribuição dessa comunidade para a manutenção do estoque de matéria orgânica na maioria dos ecossistemas aquáticos, especialmente os mais rasos (Esteves, 1998). Estes estudos contribuem ao entendimento dos processos como ciclagem de nutrientes, transformação da matéria orgânica, colmatação dos ecossistemas aquáticos e influência na qualidade da água (Thomaz *et al.*, 2003).

A velocidade do processo de decomposição está relacionado à fatores abióticos como a concentração de nutrientes na água (Corstanje *et al.*, 2005), suprimento de aceptores de elétrons (Cunha-Santino & Bianchini Jr. 2002), temperatura (carvalho *et al.*, 2005) e pH (López-Archilla *et al.* 2001). Fatores relativos à qualidade dos detritos tais como: estágio fenológico (Freesz, 2007), relação C:N:P (Enriques *et al.* 1993), tamanho da partícula de detrito (Bianchini Jr. & Antonio 2003)

e origem (Cunha- Santino e Bianchini, 2002) também afetam as taxas de decomposição.

Em ecossistemas tropicais, especificamente em lagoas costeiras onde se observam elevadas temperaturas e disponibilidade de nutrientes, o grande potencial de crescimento da macrófitas aquáticas e a velocidade de decomposição nesse meio, indicam a importância desta comunidade produtora como fonte de detritos e seu papel na ciclagem de nutrientes. A elevada taxa de decomposição do detrito proveniente das macrófitas em regiões tropicais contribui para a liberação de íons para a coluna d'água (Wetzel, 2001).

Estudos sobre ciclagem de carbono nos ecossistemas aquáticos do Norte Fluminense.

Os ecossistemas aquáticos da região Norte Fluminense vêm sofrendo, ao longo dos anos, um processo irreversível de alterações tanto hidrológicas (em função especialmente da construção e retificação de canais e controle de comportas) quanto hidroquímicas, resultados de inúmeras ações antrópicas como despejo de esgotos domésticos, industriais e agro-pastoris, dragagens, retirada de vegetação nativa da bacia de drenagem. Tais ações afetam diretamente as comunidades produtoras e podem resultar no desaparecimento de ecossistemas pouquíssimos conhecidos, sob o ponto de vista científico (Esteves *et al.*, 2008, Marotta *et al.*, 2009).

A região Norte Fluminense, apesar de apresentar um grande número de ecossistemas aquáticos extensivamente colonizados por macrófitas aquáticas, apresenta ainda um número relativamente pequeno de trabalhos científicos que abordem características e processos relativos a esta comunidade, concentrados em trabalhos realizados especialmente nas lagoas de Imboacica, Comprida, Cabiúnas e Campelo. Esta comunidade recebeu especial atenção em pesquisas que avaliaram processos de decomposição (Palma-Silva *et al.*, 2002; Gonçalves Jr e Esteves, 2005, Freesz, 2007, Fonseca, 2008), produção primária e biomassa (Santos e Esteves, 2002, 2004, Santos *et al.*, 2006, Freesz, 2007, Esteves e Suzuki 2008,

Esteves *et al.*, 2008, Chagas *et al.*, 2008) e estoque de nutrientes (Palma-Silva *et al.*, 2000, 2002, Amado *et al.*, 2005).

A região Norte Fluminense apresenta várias lagoas costeiras e alagados temporários que são constantemente drenados e aterrados sem que seja feito qualquer estudo sobre a importância biogeoquímica destes ambientes. É comum a grande colonização de macrófitas aquáticas nestes ambientes, que em geral é a grande responsável pela produção primária autóctone. Além da produção autóctone, a entrada de carbono das áreas adjacentes influencia fortemente na dinâmica destes ambientes. Estes ecossistemas aquáticos podem apresentar um importante papel no processo de sequestro de carbono, ou mesmo apresentar um longo tempo de residência do carbono que entra neste sistema, funcionando como um compartimento estocador de carbono.

2-HIPÓTESE:

As macrófitas aquáticas emersas representam o principal compartimento de estocagem de carbono nos alagados regionais, interferindo de forma decisiva no processo de ciclagem deste composto nestes sistemas através do processo de assimilação (produção primária) e degradação da biomassa produzida (decomposição).

3-OBJETIVOS:

OBJETIVO GERAL:

- Avaliar a contribuição das macrófitas aquáticas como compartimento estocador de carbono em ecossistemas aquáticos da região Norte Fluminense.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Avaliar a variação de biomassa produção primária das macrófitas emergentes (*Typha domingensis*, *Eleocharis acutangula* e *Eleocharis cf. minima*), flutuantes livres (*Eichhornia crassipes*), e submersas (*Potamogeton stenostachys*).
- Estimar a contribuição destas macrófitas aquáticas como compartimento estocador deste nutriente em regiões litorâneas de ecossistemas aquáticos.
- Comparar os estoques de carbono em diferentes compartimentos (macrófita emersa *Typha domingensis*, sedimento e coluna d'água) numa área alagada.
- Relacionar a produção primária e a variação de biomassa das macrófitas aquática com as variações sazonais de nível de água.
- Comparar o processo de decomposição e macrófitas emersas e submersas.

4- CAPÍTULO 1: Estoques de carbono em diferentes compartimentos de uma área alagada do Norte Fluminense colonizada pela macrófita aquática emersa *Typha domingensis*

Resumo

Áreas alagadas ocorrem em locais onde o solo é naturalmente ou artificialmente inundado ou saturado de água devido a elevação do lençol freático ou entrada de água superficial durante parte ou o ano inteiro. O objetivo deste trabalho foi avaliar contribuição de diferentes compartimentos estocadores de carbono (*Typha domingensis*, coluna d'água e sedimento) na dinâmica deste nutriente em um alagado do Norte Fluminense. No alagado, foram realizadas coletas quinzenais no período seco/2007 (junho – agosto) e chuvoso/2008 (janeiro – março). Em termos de estoque total de carbono, o período chuvoso apresentou valores mais elevados que o período seco (exceto para estoque de carbono na macrófita *Typha domingensis*). Considerando a área total do sistema, maior estoque de carbono está na macrófita *Typha domingensis* (7069 toneladas de carbono), seguido pelo sedimento (969 ton. C), fração do carbono orgânico dissolvido (COD- 26,3 tonC), carbono inorgânico dissolvido (CID- 4,22 ton C) e carbono orgânico particulado (1,82 ton C), indicando a importância das macrófitas no estoque de carbono para este sistema

Palavras chaves: alagado, *Typha domingensis*, estoque de carbono, macrófita aquática, produção primária, balanço autotrófico.

Abstract.

Carbon dynamics in a wetland of the Northern Rio de Janeiro State colonized by emergent aquatic macrophyte *Typha domingensis*

Wetlands occur in areas where soils are naturally or artificially inundated or saturated by water due to high groundwater or surface water during a part or all of the year. The aim of this work was to evaluate the contribution of different stored carbon compartments (*Typha domingensis*, water column and sediment) in the dynamics of this nutrient in a wetland Northern Rio de Janeiro State. In wetland, collections were made dry season in 2007 (June-August) and rainy season in 2008 (January-March). The total carbon stock in the rainy season had higher values than the dry season (except for carbon stock in *Typha domingensis*). Considering the total area of the system, the greater carbon storage was in *Typha domingensis* (7069 tonnes of carbon), followed by sediment (969 ton. C), fraction of dissolved organic carbon (DOC 26.3 ton C), dissolved inorganic carbon (DIC-4.22 ton C) and particulate organic carbon (POC 1.82 ton C), indicating the importance of macrophytes in carbon storage for this system.

Key Words: wetlands, *Typha domingensis*, carbon stock, aquatic macrophyte, primary production, autotrophic budget.

4.1-INTRODUÇÃO

Áreas alagadas ocorrem em locais onde o solo é naturalmente ou artificialmente inundado ou saturado de água devido a elevação do lençol freático ou entrada de água superficial durante parte ou o ano inteiro (Neue *et al.* 1997). Estima-se que as áreas alagadas cobrem cerca de 4-7% (7 a 9 milhões km²) da superfície continental do planeta. Dentro deste percentual, aproximadamente 56% desta área total estimada corresponde a áreas alagadas em ambientes tropicais (2,6 milhões de km²) (Mitsch e Gosselink, 2007). No Brasil estima-se que cerca de 6,5% do território são cobertos por áreas alagáveis (Esteves, 1998).

Os alagados são encontrados em todos os continentes, com exceção da Antártica, e em climas diferentes, variando dos trópicos às tundras. São localizados geralmente em ecótonos entre sistema terrestre seco e sistema aquático permanentemente alagado de águas profundas, como rios, lagos, estuários ou oceanos. Podem ser também encontrados na paisagem em bacias isoladas com pouca saída de água, mas que cortam o lençol freático. Os alagados servem como locais de descanso e alimentação para aves migratórias, promovem condições para a reprodução e crescimento de peixes e invertebrados (Mitsch e Gosselink, 2007).

Estes ambientes apresentam uma importante função ecológica, apresentando a habilidade de fixar o carbono atmosférico e aprisioná-lo no sedimento (Clair *et al.*, 2002). Os alagados podem funcionar como fonte, reservatório ou apenas como transformador de nutrientes. Se a entrada é menor que a saída, o ambiente funciona como fonte. Se a entrada for maior, funciona como reservatório. Caso a entrada seja igual à saída, havendo apenas a ciclagem da matéria dentro do ecossistema, neste caso o alagado serve como transformador de nutrientes (Hefting *et al.*, 2004).

A vegetação típica de áreas alagadas são as macrófitas aquáticas, que são as principais produtoras primárias do ambiente. Estes organismos colonizam uma diversidade de ambientes, pois apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica.

Esta vegetação exerce ainda influência na produção e no fluxo de metano, através da provisão de substratos para a metanogênese na forma de exsudados

radiculares e serrapilheira, atuando também como via condutora para o transporte de metano do sedimento para a troposfera (Chanton, 2005; Ding *et al.*, 2005; Cronin *et al.*, 2006; Duan *et al.*, 2006).

Os sedimentos dos alagados geralmente apresentam elevados valores de carbono orgânico (Cole *et al.*, 2007). Por serem regiões mais baixas, recebem material carregado da bacia de drenagem e vegetação do entorno. A matéria orgânica acumula no sedimento quando a fixação de carbono proveniente do material vegetal excede o processo de mineralização (Dettling *et al.*, 2006).

Embora, historicamente, as áreas alagadas tenham sido vistas como “terras perdidas”, sabe-se que apresentam funções e valores diversos (Brix, 1995). As áreas alagadas são ambientes naturais e estão entre os mais importantes ecossistemas de transição devido aos processos que nelas ocorrem, bem como à interatividade entre os mesmos. As funções mais importantes dos alagados incluem a estocagem de nutrientes na biomassa microbiana e das macrófitas aquáticas, a ciclagem de nutrientes, o controle natural de inundações e o tratamento de água.

Os primeiros estudos realizados em terras úmidas no Brasil decorreram das observações feitas nas várzeas amazônicas. Constatou-se nestes estudos que as características das águas que cobriam os lagos existentes ao longo do rio Solimões no período de cheia, apresentavam modificações ao saírem dos lagos nos períodos de vazantes (Moura, 2005). A melhoria da qualidade das águas em regiões alagadas é dependente da própria coluna d'água, do substrato, da vegetação, da população de microrganismo associado (Ouellet-Plamondon *et al.*, 2006; Hadad *et al.*, 2006; Song *et al.*, 2006).

As sociedades humanas vêm utilizando direta e indiretamente, há milhares de anos, as terras úmidas para agricultura e obtenção de produtos para usos diversos, como a utilização das terras férteis geradas pelas cheias como do rio Nilo pelos Egípcios na antiguidade e extração do papiro das mesmas regiões.

Além da utilização dos alagados como alternativa para o tratamento de águas residuárias, outros fatores (naturais e /ou antrópicos) podem ser citados como responsáveis pela degradação: drenagem, canalização e represamento dos rios,

introdução de espécies nativas, escoamento, construções, erosões, secas e aumento no nível de água, dentre outros. Como consequência, tem –se observado um aumento dos danos causados por enchentes e secas (Borges, 2007).

A região norte fluminense sofreu diversas intervenções realizadas pelo DNOS em suas áreas alagadas no meado do século XX. Estas intervenções tiveram o intuito de possibilitar a utilização das terras, aumentar a área de ocupação humana e trazer o desenvolvimento e saneamento à regiões outrora abandonadas (Lanes, 2004). No entanto o DNOS não levou em consideração os aspectos ecológicos e as necessidades da economia pesqueira ao realizar tais obras de saneamento. Todas elas foram dimensionadas pelos parâmetros da engenharia hidráulica. Sofiatti-Neto (1985) comparou os mapas de 1785, 1939 e 1965 e constatou o desaparecimento de brejos e lagoas que constituíam ecossistemas ricos, com variados nichos ecológicos e que propiciavam um ambiente adequado para a reprodução e crescimento de várias espécies de peixes e outros animais.

A região Norte Fluminense apresenta diversas lagoas costeiras rasas com extensas regiões marginais que se comportam como áreas alagadas, sofrendo períodos de seca e cheia ao longo do ciclo hidrológico (Esteves, 2009). Alguns estudos vêm sendo desenvolvidos com as macrófitas aquáticas emersas que colonizam estas regiões marginais (Santos e Esteves, 2004, Esteves e Suzuki, 2008 Esteves *et al.*, 2008). No entanto, estudos sobre ciclagem de nutrientes neste compartimento são escassos. Embora se saiba da importância das macrófitas como componente estocador de carbono e outros elementos, não é compreendida a importância da região marginal para a produção total do ecossistema. De forma geral, utiliza-se o balanço pelágico para determinar o balanço de carbono sem considerar devidamente os fluxos de carbono da região marginal.

Diante disso, este trabalho apresenta relevância ao descrever o contribuição da macrófita *T. domingensis* na fixação e estocagem de carbono em um alagado que pode ser utilizado como modelo para as regiões marginais dos ecossistemas aquáticos com características limnológicas e ecológicas semelhantes.

4.2-OBJETIVOS

Geral:

- Avaliar contribuição de diferentes compartimentos estocadores de carbono (*Typha domingensis*, coluna d'água e sedimento) em um alagado do Norte Fluminense.

Específicos:

- Avaliar as diferentes formas de carbono disponíveis no alagado da lagoa do Campelo.
- Avaliar os estoques de carbono orgânico na macrófita, na coluna d'água e no sedimento.
- Avaliar os estoques de carbono inorgânico na coluna d'água e na água intersticial
- Estimar produção primária da *T. domingensis* na área alagada
- Verificar as diferenças sazonais no estoque de carbono nos diferentes compartimentos do alagado
- Avaliar a concentração de metano na água superficial e no sedimento
- Estimar os fluxos difusivos de CO₂ do sedimento para a coluna d'água nos períodos seco e chuvoso.
- Estimar a taxa de sedimentação de carbono orgânico particulado nos períodos seco e chuvoso.

4.3-ÁREA DE ESTUDO

A região Norte Fluminense apresenta dois períodos hidrológicos bem marcados: períodos secos, compreendidos entre os meses maio a agosto, de quando o índice pluviométrico médio dos últimos 30 anos é de 143mm. Períodos chuvoso, compreendido entre os meses de novembro a fevereiro, quando o índice médio dos últimos 30 anos é de 465mm.

A área de estudo escolhida foi um alagado localizado à margem esquerda da lagoa do Campelo (Figura 4.1 A). A coluna d'água deste alagado é suprida e mantida por chuvas e lençol freático durante o período chuvoso. A profundidade desta pode chegar a 80cm neste período.

Não há registro se este alagado foi construído ou se foi formado naturalmente. No entanto, pode-se observar que dois canais foram construídos para drenar o excesso de água acumulada para a lagoa do Campelo. Um destes canais está desativado, pois o volume de água do alagado não é suficiente para sua manutenção. O segundo canal, localizado ao norte, recebe águas das lagoas de tabuleiro (Saudade, São Gregório e Santa Maria) e de outros alagados e as carrega para a lagoa do Campelo. No período chuvoso, quando o nível de água está elevado, o excesso de água do canal é exportado para a lagoa do Campelo. Durante o período seco, com a redução do nível de água observada a partir do mês de maio, o canal que liga a lagoa com o alagado permanece fechado, impedindo as trocas de águas entre os dois ambientes.

Na porção central do alagado há um extenso banco de *Typha domingensis*, que se mantém ao longo do ano. No alagado se observa a colonização de outras macrófitas aquáticas durante o período em que o alagado com o nível máximo de água (cerca de 80cm), como *Utricularia spp*, *Nimphaea spp*, *Chara spp* e *Eleocharis acutangula*.

O solo pobre em nutrientes e salobro, constituído principalmente de areia (podzol hidromórfico - CIDE, 1997), torna as culturas em larga escala inapropriadas para a região, observando-se a necessidade de adição de nutrientes ao solo para sustentá-las. A elevada permeabilidade do solo promove uma grande percolação de

água e o arrasto dos nutrientes adicionados, que migram para o lençol freático a daí para os sistemas aquáticos, acelerando a eutrofização natural. As áreas mais elevadas ao redor do alagado são utilizadas para o plantio de cana de açúcar e agricultura de subsistência.

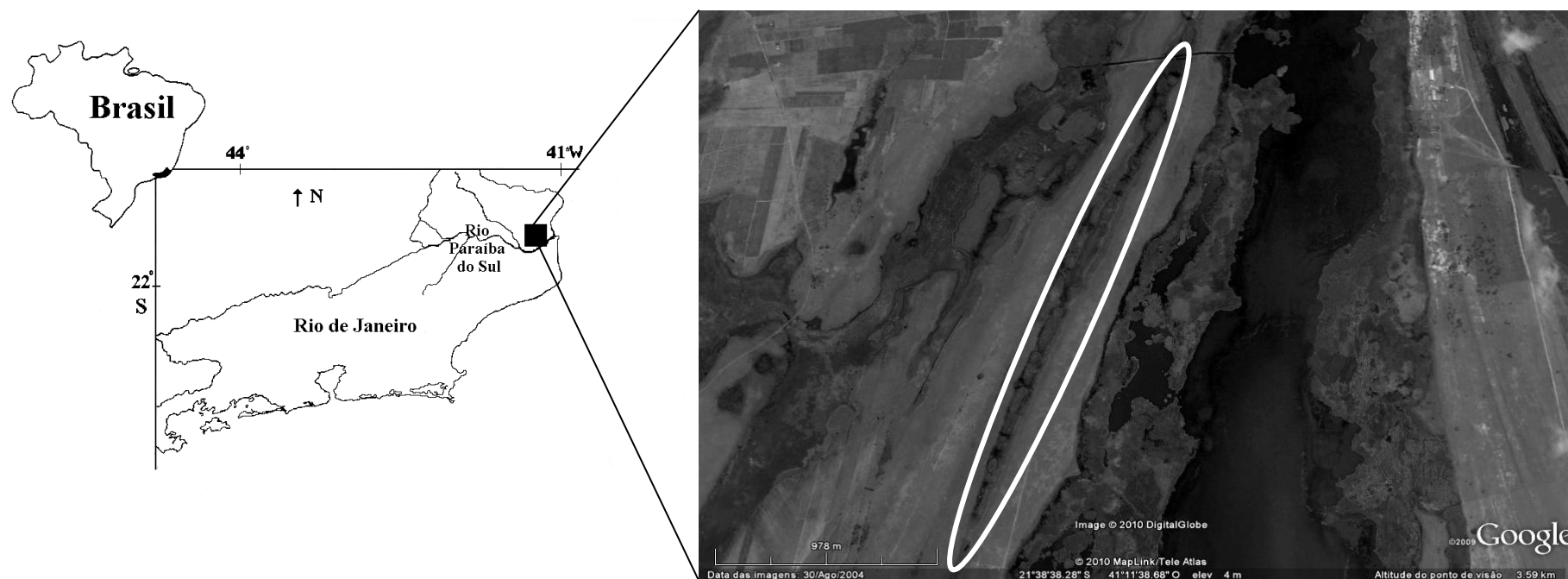


Figura 4.1: Mapa do Estado do Rio de Janeiro com destaque para a imagem de satélite mostrando o alagado e a lagoa do Campelo. Fonte Google Earth.

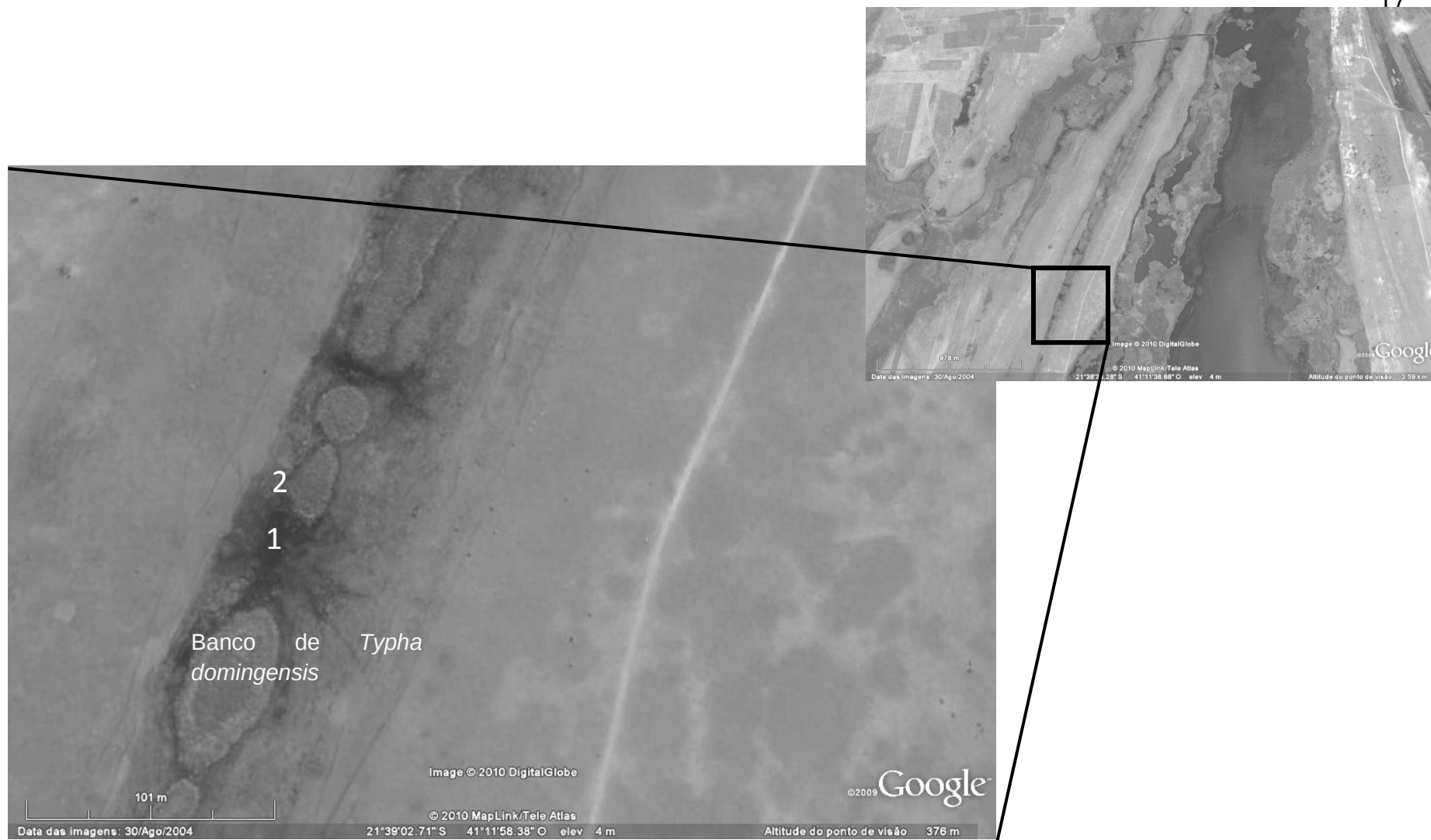


Figura 4.1B- detalhe dos pontos de amostragem:1- coleta de água, medições do metabolismo aquático; 2- coleta de sedimento, *T. domingensis* e água intersticial. Fonte: Google Earth

4.4- MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1-Morfometria do alagado:

A morfometria do alagado foi estimada para calcular o volume de água nos períodos seco e chuvoso. A medição da profundidade foi realizada utilizando o método de mangueiras de nível, com auxílio de bússola e GPS. A medição foi efetuada do Leste para o Oeste, partindo na região Sul do alagado para o nNorte. Nas porções onde não existem bancos de *T. domingensis*, a medição foi realizada em toda a largura do alagado. Nas regiões onde há *T. domingensis* as medições foram realizada até o banco e reiniciadas no lado oposto após o termino do banco. Para o cálculo do volume total do alagado, o banco de *T. domingensis* foi descontado da área total considerando que o volume de água abaixo do banco é desprezível.

Para a estimativa do volume do alagado, foram consideradas as medidas de área superficial nos períodos seco e chuvoso, e a profundidade máxima na região central do alagado. Como a variação da profundidade é pequena ao longo do alagado, foi estabelecido que o alagado apresenta a mesma profundidade em toda sua extensão. O cálculo do volume foi baseado no volume da figura geométrica do triângulo. Para o cálculo do volume do alagado foi utilizada a fórmula do volume da pirâmide.

$$\text{Volume} = \frac{A_b \times H}{3}$$

3

onde :

A_b - área total do alagado – área do banco de *T. domingensis*.

H- profundidade média do alagado.

A área foi medida com auxílio de GPS e posteriormente os dados foram utilizados para a determinação da área.

Com os dados do volume total nos dois períodos e as concentrações obtidas de carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico, carbono particulado e metano na coluna d'água, foram estimados o estoque destas formas de carbono.

4.4.2-Dados limnológicos.

O ponto de amostragem foi estabelecido na porção sul (21° 39'13"S e 41°19'04"O) do alagado, em dois pontos distantes cerca de 30 metros: ponto 1: área sem *T. domingensis*, onde foram coletadas água e medições de metabolismo; e ponto 2 próximo ao banco de *Typha domingensis*, onde foram coletados sedimento, plantas e água intersticial (Figura 1B). Durante os períodos seco de 2007 (junho – agosto) e chuvoso de 2008 (janeiro- março) foram realizadas 5 amostragens com intervalos quinzenais em cada período amostral.

As coletas de água superficial foram realizadas na porção central do alagado, coletando diretamente na coluna d'água. No campo, as amostras foram fixadas para a determinação de oxigênio dissolvido pelo método de Winkler (Golterman *et al.*, 1978). A determinação de temperatura, pH e condutividade foram realizadas no local com auxílio de potenciômetros portáteis.

As amostras de água foram armazenadas em frascos de polietileno e resfriadas até chegar ao laboratório. No laboratório uma alíquota de 50mL foi utilizada para a determinação de alcalinidade total por acidimetria (Gran, 1952). Os valores de temperatura, pH e alcalinidade total foram utilizados para a determinação da concentração de carbono inorgânico dissolvido (Carmouze, 1994).

Uma outra alíquota foi filtrada em filtro GF/F a vácuo e mantida a -4°C para posterior determinação de carboidratos (Dubois *et al.*, 1956) e proteínas solúveis (Lowry *et al.*, 1951) através de reações colorimétricas. Posteriormente os conteúdos aproximados de carbono associado ao carboidrato (C-CH₂O) e proteínas (C-PRO) foram estimados utilizando-se fatores fixos de conversão iguais a 0,444 e 0,529, respectivamente (Gnaiger e Bitterlinch, 1984).

Uma alíquota de água filtrada foi fixada com ácido fosfórico 10% e mantida em geladeira em frasco âmbar para posterior determinação de carbono orgânico dissolvido (COD) determinado por oxidação catalítica (TOC-5000).

Para a determinação de material particulado em suspensão, uma alíquota foi filtrada em filtro GF/F ($\phi 25\text{mm}$) previamente lavados com água mili-Q, secos em estufa, calcinados a 400°C para retirar qualquer fração orgânica e posteriormente pesados. O material retido foi seco em estufa até peso constante para avaliar o MPS. Os dados de MPS foram expressos em mgMPS.L^{-1} . Os filtros foram armazenados para posterior determinação de carbono orgânico no CHNOS.

4.4.3 - Variação sazonal dos estoques de carbono orgânico na macrófita aquática:

Em cada período amostral, foram realizadas três coletas de biomassa da macrófita *T.domingensis*, utilizando-se *quadrats* de $0,25\text{ m}^2$ na porção central do banco da macrófita. No laboratório as macrófitas foram lavadas e triadas em rizoma, raiz, folhas verdes e detritos. A biomassa coletada de cada quadrat foi levada para secar a 60°C em estufa de circulação de ar até obter peso constante. Posteriormente, a biomassa foi pesada em balança semi-analítica. O valor de biomassa obtido foi dado em gramas por metro quadrado (g PS.m^{-2}).

Uma alíquota de cada fração do vegetal (Rizoma, raiz, folhas e detritos) foi moída separadamente e determinada a concentração de carbono orgânico através do Analisador de elementos CHNS/O Perkin Elmer (2400 Series II). O valor da biomassa total da macrófita (g PS.m^{-2}) foi utilizado para estimar o estoque de carbono no banco da macrófita.

4.4.4 – Concentração de metano na água superficial e intersticial.

No período seco de 2007 e chuvoso de 2008 foram coletadas 10 cm de sedimento em tubos de polietileno ($n=3$), tampado e levado cuidadosamente para o

laboratório onde foram fracionado a cada 2 cm em *glove box*, com atmosfera de nitrogênio (gás nitrogênio White Martins livre de oxigênio). Uma alíquota de 4 cm³ de sedimento foi retirada e colocada em frascos de vidro (50 mL), lacrados com septos de borracha. Em seguida, foi adicionado 8 mL de hidróxido de sódio (NaOH 4%) com o objetivo de interromper a atividade microbiana, bem como promover a expulsão do metano dissolvido da água intersticial (Casper,1992). A determinação das concentrações de metano no sedimento do alagados foi obtida a partir de cromatografia gasosa (Equipamento Shimadzu), utilizando-se coluna cromatográfica empacotada Porapak-Q a 60°C; injetor para coluna empacotada a 120°C; detector FID a 200°C; e nitrogênio adotado como gás de arraste.

Para o cálculo da concentração de metano no sedimento foi considerado o volume de água intersticial seguindo a formula abaixo:

$$C_{CH_4} = (C_{head} \times V_f) / V_{interst.}, \text{ onde:}$$

C_{CH_4} = concentração de metano no sedimento em mol/L;

C_{head} = concentração de metano no Headspace, mol/L;

V_f = Volume do frasco em L;

$V_{interst}$ = volume da água intersticial no sedimento em L.

Em cada local de amostragem antes da coleta de sedimento foram coletadas 5 amostras de água na superfície da coluna d'água. Na determinação das concentrações de metano na água, foram coletados 6 mL de água de cada um dos alagados com o auxílio de uma seringa plástica, e transferidas para um frasco de vidro com septo de borracha (n=5). Os frascos foram previamente identificados e a cada um deles foi adicionado previamente 1,6 g de NaCl, cuja a função é expulsar o metano dissolvido na água para a atmosfera interna do frasco (*headspace*), segundo a metodologia proposta por Casper (1992).

4.4.5- Fluxo do carbono particulado da coluna água para o sedimento.

Para a estimativa do fluxo do carbono particulado para o sedimento foram montadas armadilha de sedimentação no alagado nos períodos seco de 2007 e

chuvoso de 2008. A coleta de material sedimentado foi realizada em tubos de ensaio de 10cm de comprimento e 1 cm de diâmetro. Os tubos permaneceram na superfície do sedimento por um período de sete dias, após o qual foram retirados, segundo a metodologia proposta por Bloesh e Burns (1980) *apud* Camargo (1991). Os tubos retirados do campo foram levados para o laboratório, onde o material coletado foi filtrado a vácuo em filtro GFF previamente pesado. Após a filtração o filtro foi seco em estufa a 60°C e novamente pesado. Considerando o tempo de coleta e a área do tubo obtém-se o peso seco do material sedimentado em gramas por metro quadrado por dia. O filtro com o material retido foi seco em estufa e posteriormente levado para determinação do carbono orgânico particulado em Analisador de elementos CHNS/O Perkin Elmer (2400 Series II).

4.4.6- Fluxo de CO₂ do sedimento para a coluna d'água.

Para a determinação do fluxo de CO₂ do sedimento para a coluna d'água foi utilizado a lei de Fick para difusão em meios porosos descrito por Carmouze (1994)

$$F_{CO_2} = \phi (D_{CO_2})_s \times \Delta[i]/\Delta z.$$

Onde:

F= o fluxo de difusão de CO₂, em mol. m⁻².h⁻¹,

(D_{CO2})_s =coeficiente de difusão de CO₂ dentro do sedimento, em m².h⁻¹.

$\Delta[i]/\Delta z$ = gradiente vertical da concentração de CO₂ na interface sedimento água, em mol. m⁻⁴.

Os resultados foram expressos em mg.m⁻².h⁻¹.

4.4.7- Análises estatísticas:

Para verificar o efeito da sazonalidade sobre as variáveis físicas, físico-químicas e biológicas entre os períodos seco e chuvoso foi utilizado o teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney com nível de significância de 0,05.

4.5-RESULTADOS

4.5.1-Morfometria e área ocupada pelo banco de *Typha domingensis*:

A tabela 4.1 apresenta os dados morfométricos do alagado estudado. A largura máxima foi obtida próximo ao canal que liga o alagado a lagoa do Campelo durante o período chuvoso. A área total do alagado no período seco foi estimada em 0,178km². No período chuvoso a área total foi estimada em 0,285km².

A área do banco de *T. domingensis* não variou de forma significativa nos dois períodos hidrológicos. A área dos bancos foi estimada em 0,039km².

A profundidade média foi de 0,5m e 0,8m, respectivamente para o período seco e chuvoso. Desta forma o volume total estimado no período seco foi de 23.177 m³ e no período chuvoso 61.548 m³.

Tabela 4.1: Dados morfométricos do alagado.

	Período Seco	Período Chuvoso
Comprimento	2.458 m	3.108 m
Largura máxima	120 m	210 m
Profundidade média	0,50 m	0,80 m
Área total	0,178 km ²	0,289 km ²
Área total dos bancos de <i>T. domingensis</i> .	0,0387 km ²	0,0387 km ²
Volume	23.177 m ³	61.548 m ³

4.5.2- Dados limnológicos:

A análise estatística não mostrou diferença significativa entre as variáveis limnológicas obtidas em ambos períodos amostrais ($p>0,05$). A temperatura média no período seco foi de $23,4 \pm 2,3^{\circ}\text{C}$ e $26,4 \pm 3,1^{\circ}\text{C}$ no período chuvoso (Figura 4.2). Os valores de condutividade elétrica refletem a diluição das águas da chuva, com valores de $2627 \pm 834 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $1758 \pm 461 \mu\text{S.cm}^{-1}$, respectivamente para o período seco e chuvoso. Os valores de pH foram de $7,1 \pm 0,3$ no período seco e $6,9 \pm 0,2$ no período chuvoso. A concentração de oxigênio dissolvido foi de $5,3 \pm 0,9 \text{mg.L}^{-1}$ (período seco) e $6,1 \pm 1,8 \text{mg.L}^{-1}$ (período chuvoso).

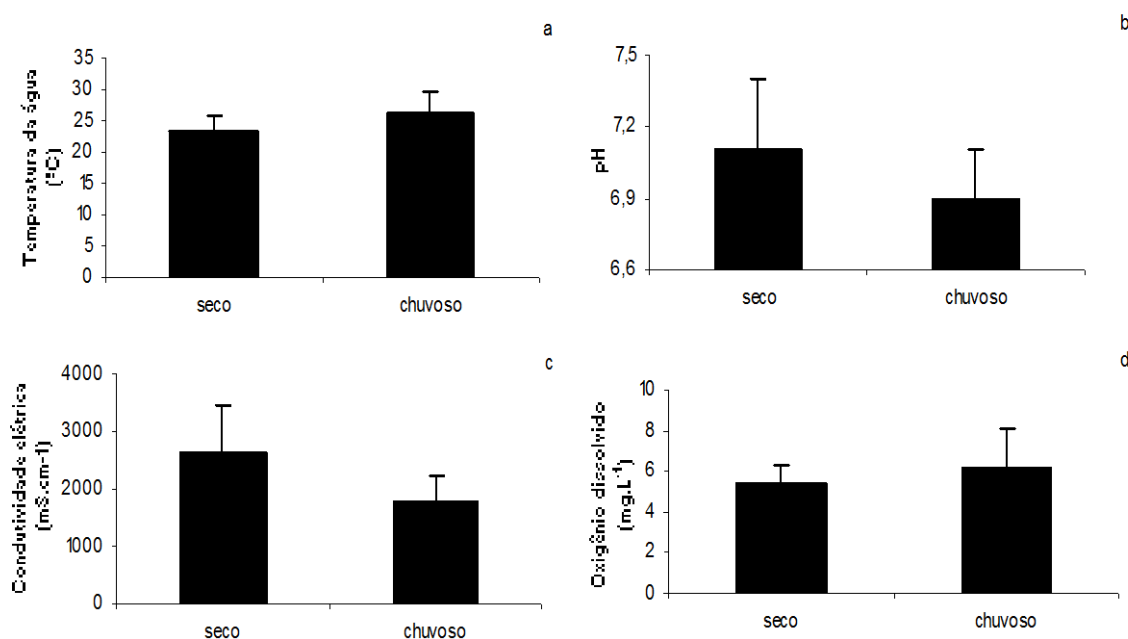


Figura 4.2: Dados limnológicos do alagado (a) temperatura da água, (b) pH (c) condutividade elétrica e (d) oxigênio dissolvido.

4.5.3- Concentração das formas de carbono orgânico dissolvido (COD):

A concentração de carbono orgânico dissolvido foi avaliada sob as formas de carboidrato (C-CH₂O), proteína (C-PRO) e carbono orgânico dissolvido (COD) (Tabela 4.2). As concentrações das diferentes formas de carbono dissolvido apresentam valores que diferiram significativamente entre os períodos ($p < 0,05$).

A concentração de carboidrato assim como a concentração de proteínas foi mais elevada no período seco ($9,99 \pm 2,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $20,10 \pm 5,1 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente para o carboidrato e proteína). Em termos da proporção de carbono lábil, sob forma de C-CH₂O e C-PRO, estas foram mais elevadas no período seco ($4,44 \pm 1,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $10,66 \pm 1,43 \text{ mg.L}^{-1}$). No entanto, a concentração de COD foi mais elevada no período chuvoso ($106,91 \pm 26,6 \text{ mg.L}^{-1}$) que o período seco ($776,09 \pm 16,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Tabela 4.2: Média e desvio padrão (entre parênteses) das concentrações de carboidrato, proteína, carbono na forma de carboidrato (C-CH₂O), carbono na forma de proteína (C-PRO) e carbono orgânico dissolvido (COD) no alagado. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os períodos estudados ($p < 0,05$).

Períodos	Carboidrato (mg.L ⁻¹)	Proteína (mg.L ⁻¹)	C-CH ₂ O (mg.L ⁻¹)	C-PRO (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)
Seco	9,99 ^b (2,8)	20,10 ^b (5,1)	4,44 ^b (1,2)	10,66 ^b (1,43)	76,09 ^a (16,2)
Chuvoso	4,73 ^a (3,5)	13,79 ^a (6,5)	2,13 ^a (1,6)	7,34 ^a (3,2)	106,91 ^b (26,6)

A Figura 4.3 mostra a porcentagem relativa das formas de carbono orgânico encontradas no alagado. O valor de COD apresentado desconta os valores de C-CH₂O e C-PRO. Estes dados evidenciam a entrada de COD não lábil no período chuvoso. No período seco, cerca de 20% do carbono orgânico dissolvido é formado por C-CH₂O e C-PRO, enquanto que no período chuvoso apenas 10% do COD é formado por C-CH₂O e C-PRO.

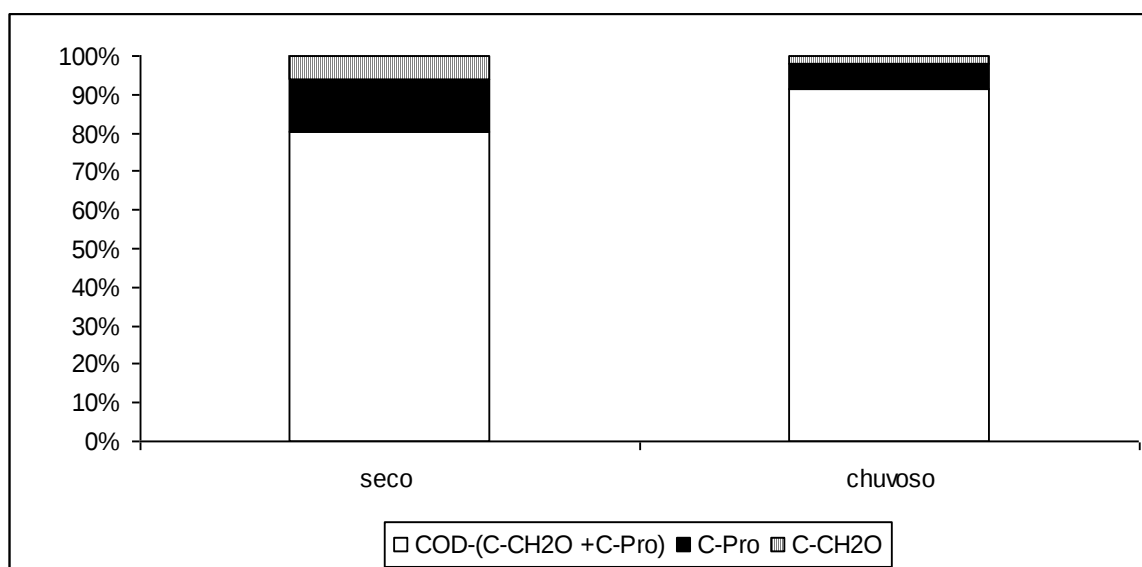


Figura 4.3: Contribuição relativa do Carbono orgânico dissolvido (COD) não associado a carboidratos (C-CH₂O) e proteínas (C-PRO) e C-CH₂O e no alagado no período seco/07 e chuvoso/08.

4.5.4-Concentração de material particulado em suspensão (MPS) e carbono orgânico particulado (COP):

Os valores de MPS foram significativamente maiores no período chuvoso ($149,6 \pm 58 \text{ mgMPS.L}^{-1}$ e $28,34 \pm 13 \text{ mgMPS.L}^{-1}$ - $p > 0,05$). No entanto, o conteúdo de carbono no MPS foi menor no período chuvoso, devido a entrada de muito material particulado inorgânico. Desta forma o COP não diferiu significativamente entre os dois períodos apresentando valores de $17,3 \pm 11 \text{ mg COP.L}^{-1}$ e $11,1 \pm 3,7 \text{ mg COP.L}^{-1}$, respectivamente para o período seco e chuvoso (Figura 4.4 e 4.5).

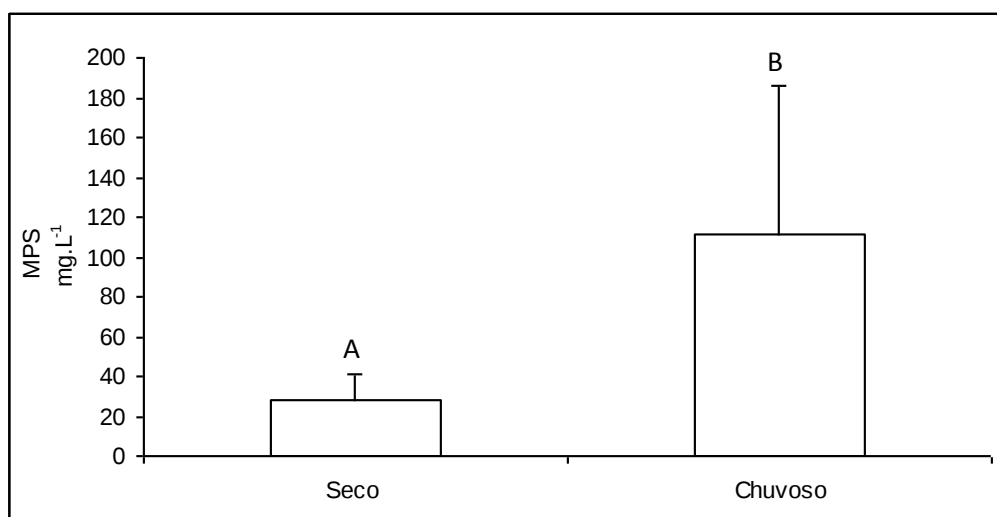


Figura 4.4: Material particulado em suspensão (MPS) no alagado nos períodos seco e chuvoso. As barras verticais indicam desvio-padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$).

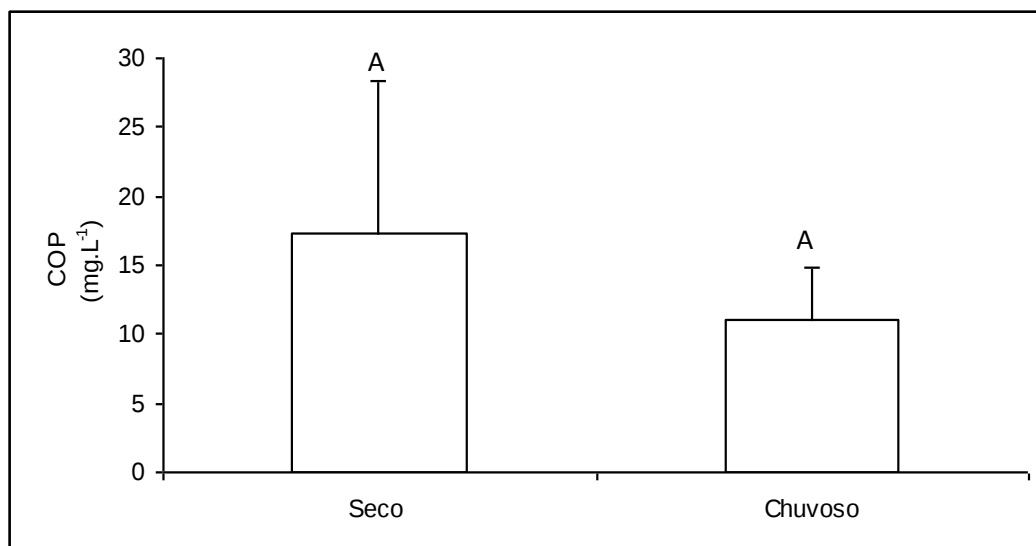


Figura 4.5: Carbono orgânico particulado (COP) no alagado nos períodos seco/07 e chuvoso/08. As barras verticais indicam desvio-padrão. Letras iguais indicam que os valores não diferem significativamente ($p > 0,05$)

4.5.5-Concentração do carbono inorgânico dissolvido (CID):

A concentração de carbono inorgânico (CID) na água superficial foi de $1725 \pm 206 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no período seco e $1456 \pm 128 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no período chuvoso (Figura 4.6). A análise estatística indicou que os valores do período seco são significativamente maiores que o período chuvoso ($p < 0,05$). A concentração de CID na água intersticial foi de $5496 \pm 989 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e $3412 \pm 1384 \mu\text{mol.L}^{-1}$ respectivamente para o período seco e chuvoso. O teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney mostrou que o período seco apresentou valores significativamente mais elevados de CID na água intersticial que o período chuvoso ($p = 0,018$) (Figura 4.7).

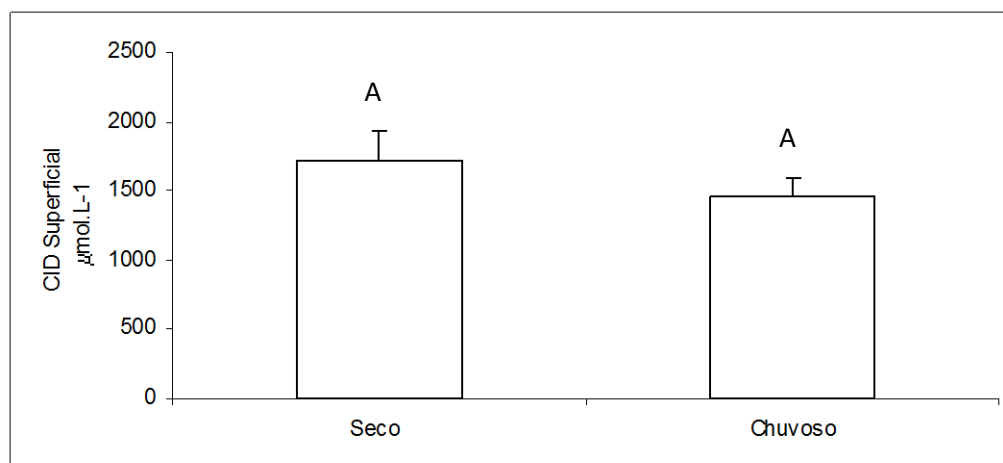


Figura 4.6: Carbono inorgânico dissolvido (CID) na água superficial do alagado durante o período seco/07 e chuvoso/08. As barras verticais desvio padrão e letras iguais indicam ausência de diferenças significativas entre os períodos ($p > 0,05$).

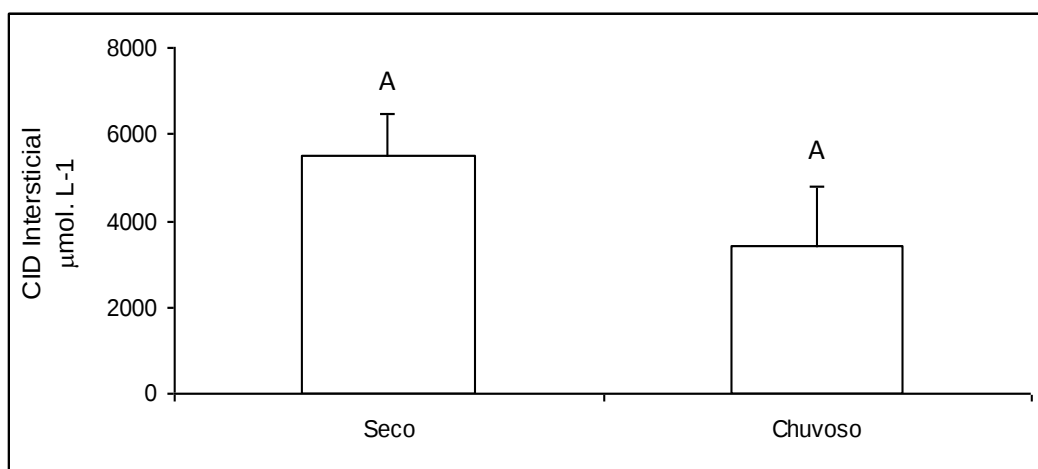


Figura 4.7: Concentração de CID na água intersticial no alagado estudado durante o período seco/07 e chuvoso/08. As barras verticais desvio padrão e letras iguais indicam ausência de diferenças significativas entre os

4.5.6- Concentração de metano na água superficial.

Os valores de metano na água superficial foram de $5,6 \pm 2,5 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e $1,5 \pm 0,6 \mu\text{mol.L}^{-1}$ respectivamente para os períodos seco e chuvoso, com valores significativamente maiores para o período seco ($p < 0,05$) (Figura 4.8).

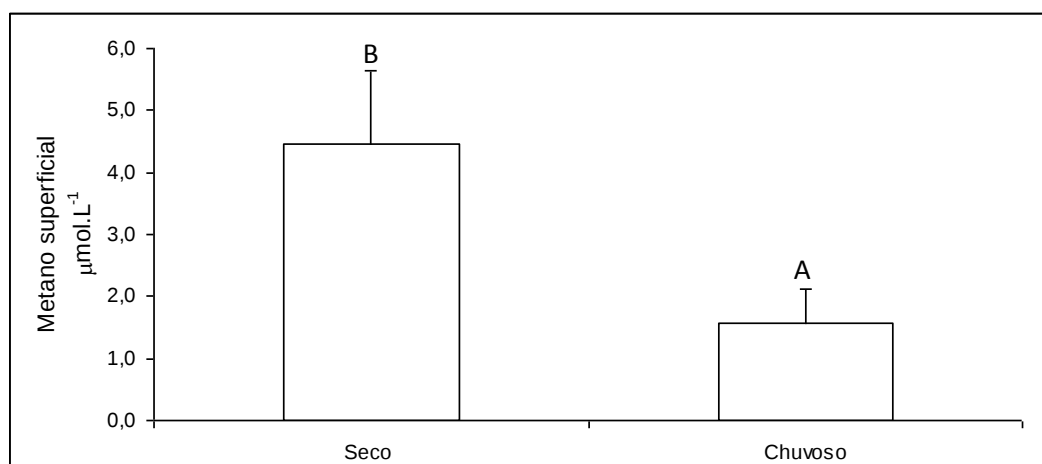


Figura 4.8: Concentração de metano na água superficial no alagado estudado durante o período seco/07 e chuvoso/08. As barras verticais indicam o desvio-padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os períodos amostrais ($p < 0,05$)

4.5.7- Concentração de metano no sedimento.

As figuras 4.9 e 4.10 mostram a concentração de metano e a porcentagem de carbono no perfil sedimentar do alagado entre as profundidades de 0-10 cm nos períodos amostrais. Exceto para a camada superficial (0-2cm), os valores de metano observado no período chuvoso foram maiores que no período seco, variando de $136,8 \pm 77 \mu\text{mol.L}^{-1}$ (0-2cm) à $213 \pm 104 \mu\text{mol.L}^{-1}$ (2-4cm). No perfil 0-2cm, o valor de metano observado no período seco foi significativamente maior que o período chuvoso ($207 \pm 60 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e $136,8 \pm 77 \mu\text{mol.L}^{-1}$ respectivamente para os períodos seco e chuvoso- $p < 0,05$). Na camada de 4-6cm os valores observados no período chuvoso foram significativamente mais elevados ($p < 0,05$).

O sedimento apresenta valores de porcentagem de carbono em torno de 20% em todo o perfil sedimentar (Figura 4.10). A concentração média de carbono no sedimento foi de 210mgC.g^{-1} . A concentração de carbono no sedimento foi estimado em $249,9\text{ kgC.m}^{-3}$. Admitindo o perfil amostrado foi de 10cm, temos o estoque de carbono (base área) nos 10 cm do alagado estimado em $24,99\text{ kgC.m}^{-2}$

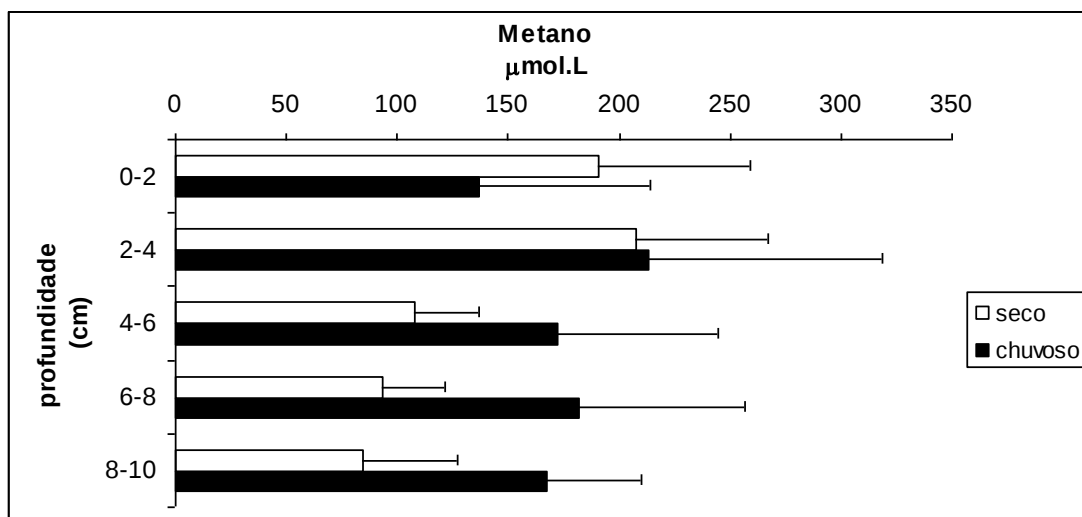


Figura 4.9: Concentração de metano no perfil do sedimento do alagado em entre 0-10cm no período seco/07 e chuvoso/08. As barras horizontais indicam o desvio-padrão

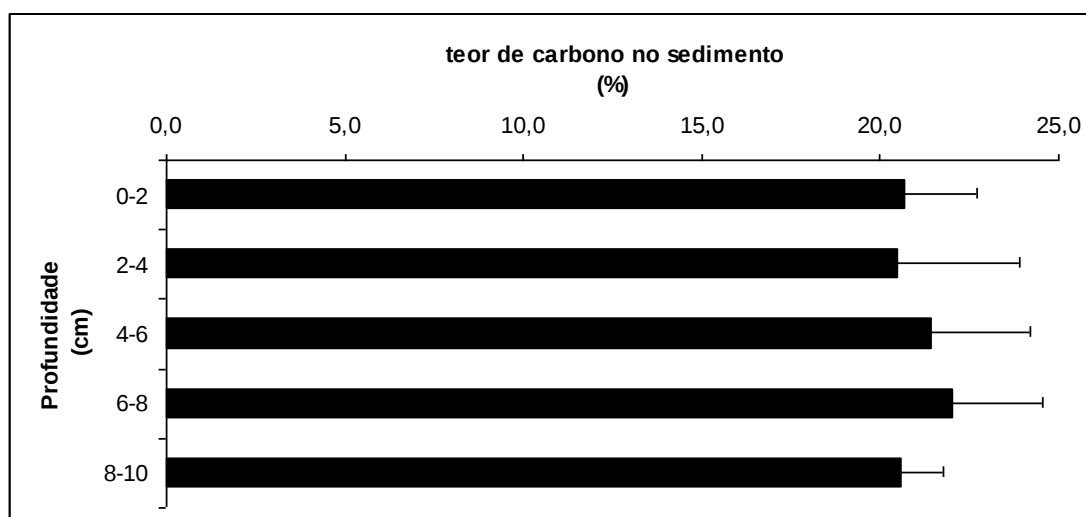


Figura 4.10: Concentração de Carbono no perfil do sedimento do alagado entre 0-10cm no período seco/07 e chuvoso/08. As barras horizontais indicam o desvio padrão

4.5.8 - Biomassa no banco de *Typha domingensis* no alagado estudado.

A tabela 4.3 mostra os valores de biomassa da macrófita aquática *T. domingensis*. De forma geral, o período chuvoso favorece o crescimento da *T. domingensis*, provavelmente relacionado aos maiores valores de pluviosidade, temperaturas mais elevadas e maior intensidade luminosa. No entanto, os maiores valores de detrito são encontrados durante período chuvoso ($3352 \pm 1136 \text{g.m}^{-2}$). Possivelmente este detrito foi formado durante a seca que ocorre nos meses de setembro-outubro.

A elevação do nível de água favorece o incremento de biomassa das raízes e rizomas ($597 \pm 204 \text{g.m}^{-2}$ e $432 \pm 118 \text{g.m}^{-2}$ respectivamente para raiz e rizoma no período seco e $2246 \pm 418 \text{g.m}^{-2}$ e $1446 \pm 263 \text{g.m}^{-2}$ no período chuvoso). Os valores de biomassa de raízes e rizomas apresentaram diferenças significativas entre o período seco e chuvoso ($p < 0,05$).

A biomassa de folhas não apresentou diferenças significativas entre o período seco e chuvoso ($p > 0,05$), assim como os valores de detrito ($p > 0,05$). No entanto, a biomassa total apresentou diferença significativa entre o período seco e chuvoso, influenciada pelos valores de raiz e rizoma ($p < 0,05$).

Tabela 4.3: Variação da biomassa da macrófita aquática *T. domingensis* no alagado estudado (g.m^{-2}). Os valores entre parêntesis são referentes ao desvio padrão. Letras diferentes representam diferença significativa ($p < 0,05$).

Biomassa de <i>T. domingensis</i>					
	(g.m^{-2})				
	Raiz	Rizoma	Folha	Detritos	Total
Seco/2007	597 ^a	432 ^a	5910 ^a	2354 ^a	9215 ^a
	(204)	(118)	(785)	(319)	(1136)
Chuvoso/2008	2246 ^b	1446 ^b	5682 ^a	3352 ^a	11726 ^b
	(418)	(263)	(1418)	(1711)	(2361)

A concentração de carbono nas diferentes partes da macrófita *T. domingensis* é apresentado na tabela 4.4. De forma geral, as partes da planta não variaram muito quanto a concentração de carbono no tecido. Os menores valores foram observados no Rizoma ($351 \pm 10 \text{mg.g}^{-1}$ e $367 \pm 15,9 \text{ mg.g}^{-1}$, respectivamente para os períodos seco e chuvoso) e os maiores valores foram observados no detrito ($440 \pm 6 \text{mg.g}^{-1}$ e $448 \pm 1,5 \text{ mg.g}^{-1}$, respectivamente para os períodos seco e chuvoso).

Tabela 4.4: Concentração de carbono (mg.g^{-1}) nas diferentes partes da macrófita aquática *T. domingensis* nos períodos seco/07 e chuvoso/08. Os valores entre parêntesis são referentes ao desvio padrão.

Concentração de Carbono				
	(mg.g^{-1})			
	Raiz	Rizoma	Folhas	Detrito
Seco/2007	399	351	400	440
	(43)	(10,1)	(4,6)	(6,0)
Chuvoso/2008	379	367	427	448
	(13)	(15,9)	(8,1)	(1,5)

A tabela 4.5 apresenta os estoques de carbono na macrófita aquática *T.domingensis*. Os maiores valores de estoque de carbono são observados nas folhas e detrito ($2757,1 \pm 192,6 \text{ gC.m}^{-2}$ e $1018,7 \pm 114,4 \text{ gC.m}^{-2}$ no período seco e $2592,7 \pm 541,2 \text{ gC.m}^{-2}$ e $1574,4 \pm 681,2$ no período chuvoso, respectivamente para folhas e detrito). Seguindo a variação de biomassa, os valores de raízes e rizomas diferem significativamente entre os períodos hidrológicos (teste U, $p < 0,05$). O estoque total de carbono foi significativamente maior no período chuvoso ($5316,8 \pm 332,6 \text{ gC.m}^{-2}$) que no período seco ($4166,6 \pm 269,8 \text{ gC.m}^{-2}$).

Tabela 4.5: Estoque de carbono (gC.m^{-2}) da macrófita aquática *T. domingensis* no alagado durante o período seco/07 e chuvoso/08. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$). Valores entre parênteses referem ao desvio padrão.

Estoque de carbono					
(gC.m^{-2})					
	Raiz	Rizoma	Folhas	Detrito	Total
Seco/2007	238,2 ^a	168,4 ^a	2757,1 ^a	1018,7 ^a	4166,6 ^a
	(25,7)	(63,1)	(192,6)	(114,4)	(269,8)
Chuvoso/2008	542,8 ^b	607,0 ^b	2592,7 ^a	1574,a	5316,8 ^b
	(113,1)	(189,8)	(541,2)	(681,2)	(332,6)

4.5.9 - Fluxo de C-particulado para o sedimento e fluxo de CID do sedimento para a coluna d'água.

Os fluxos de entrada e saída de carbono do sedimento são apresentados na tabela 6. Os valores de material particulado sedimentado foram de $4,42 \pm 0,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período seco e de $18,78 \pm 3,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período chuvoso. O teste Mann Whitney demonstrou que a taxa de sedimentação difere significativamente entre os períodos amostrais ($p < 0,05$).

Concentração de carbono no material particulado sedimentado (assim como no material particulado em suspensão - Fig.5) foi menor no período chuvoso período chuvoso foi menor ($302,6 \pm 33,2 \text{ mgC.g}^{-1}$, para o período seco/07 e $153,8 \pm 4,4 \text{ mgC.g}^{-1}$ no período chuvoso/08- $p < 0,05$). No entanto, a estimativa de sedimentação de carbono orgânico particulado (COP) mostrou que o período chuvoso ocorre maior sedimentação de carbono que no período seco

($1,37 \pm 0,23 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período seco e $2,89 \pm 0,24 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período chuvoso).

O fluxo difusivo de carbono do sedimento para a coluna d'água foi estimado através da lei de Flick, utilizando os valores de CID da água intersticial e a concentração de CID na água logo acima do sedimento. A estimativa do fluxo de carbono do sedimento para coluna d'água foi de $4,01 \pm 0,34 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ no período seco e de $5,32 \pm 0,4 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ no período chuvoso.

Considerando a área total do alagado ($0,0387\text{km}^2$ - tabela 1), a quantidade total de COP sedimentada foi de $24,38 \text{ kgC.dia}^{-1}$ no período seco e de $51,44 \text{ kgC.dia}^{-1}$ no período alagado. Já o total de carbono liberado do sedimento para a coluna d'água foi de $115,187 \text{ kgC.dia}^{-1}$ no período seco e $205,884 \text{ kgC.dia}^{-1}$ no período chuvoso.

Tabela 4.6: Taxa de sedimentação de material particulado, taxa de sedimentação do carbono orgânico particulado (COP), total de carbono orgânico particulado considerando a área total do alagado, fluxo difusivo de C-CO₂, total de carbono liberado do sedimento por difusão de C-CO₂. Valores médios seguidos de desvio padrão.

	Entrada de carbono no sedimento			Saída de carbono do sedimento	
	Taxa de sedimentação do material particulado (gMP.m ⁻² .d ⁻¹)	Taxa de sedimentação de COP (gCm ⁻² .d ⁻¹)	COP total sedimentado no alagado (kgC.d ⁻¹)	Fluxo difusivo de carbono (C-CO ₂) do sedimento (gCm ⁻² .d ⁻¹)	Total de C liberado do sedimento (kgC.d ⁻¹)
Seco/07	4,42 ± 0,6	1,37 ± 0,23	46,44 ± 18	4,01 ± 0,34	155,19 ± 37
Chuvoso/08	18,78 ± 3,5	2,89 ± 0,24	111,84 ± 25	5,32 ± 0,4	205,88 ± 43

4.5.10-Comparação entre os estoques totais de carbono nos diferentes compartimentos do alagado.

Os estoques de carbono no alagado são mostrados na tabela 7. Os estoques de carbono nas formas dissolvidas e particuladas elevam cerca de 20 vezes do período seco para o período chuvoso. A entrada de água promove o carreamento de muita matéria orgânica (dissolvida e particulada) da área ao entorno do alagado. Além disso, a lavagem da *T.domingensis* no período chuvoso, a elevação rápida do nível de água do alagado e o aumento da temperatura aceleram os processos de decomposição e humificação da matéria orgânica, promovendo o aumento dos estoques de carbono no alagado.

O valor do estoque total de carbono no banco de macrófitas foi estimado multiplicando os valores em cada fração pelo valor da área total do banco de *T. domingensis* no alagado. Os valores de estoque no detrito durante o período seco foram mais elevados que no período chuvoso ($7,778 \times 10^3$ tonC para o período seco e $4,146 \times 10^3$ tonC para o período chuvoso). A fração folhas verdes não demonstrou diferenças entre os períodos hidrológicos ficando em $7,069 \times 10^3$ tonC e $6,628 \times 10^3$ tonC no período chuvoso.

Os estoques de carbono no alagado seguiram o mesmo padrão de abundancia relativa durante os dois períodos amostrais, sendo *T. domingensis*> sedimento> COD>CID>COP. O estoque total foi de 8040,58 ton C no período seco e de 7629,36 ton C no período chuvoso.

Tabela 4.7: Estoque total de carbono no alagado nas frações dissolvidas (COD e CID), particulada (COP), macrófita aquática (*T. domingensis*), sedimento e total nos dois períodos amostrais.

Estoque de carbono		
	(ton C)	
	Seco	Chuvoso
COD	1,76	26,32
COP	0,34	1,82
CID	0,48	4,22
C - <i>T. domingensis</i>	7.069	6.628
C - sedimento	969	969
total	8.040,58	7.629,36

4.6 – DISCUSSÃO

O padrão sazonal das variáveis limnológicas tem sido demonstrado em vários estudos em ambientes aquáticos tropicais, associada especialmente à variação no ciclo hidrológico, mas também associada à variação temporal de radiação solar e temperatura do ar (Azeredo, 2006, Rosso e Quirós, 2009, Gonzalez *et al.*, 2008). Áreas alagadas apresentam sua dinâmica sujeita a variação do nível d'água, ação da temperatura e sofrem forte influência das modificações da bacia de drenagem (Bullock e Acreman, 2003, Mistch e Grosselink, 2007).

Estudos realizados em ecossistemas aquáticos na região norte fluminense mostram que a temperatura da água, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido são variáveis que apresentam marcada diferença entre os períodos seco e chuvoso (Chagas e Suzuki, 2005, Esteves *et al.*, 2005, Fernandes, 2008). Além disso, os processos de decomposição do carbono orgânico aliado à ionização dos ácidos húmicos influenciam os valores de pH e condutividade elétrica (Gondar *et al.*, 2005, Mistch e Gosselink, 2007). As diferenças de temperatura do ar, entrada de água através das chuvas, e os processos metabólicos de produção primária e respiração/decomposição conferem estas diferenças nos ecossistemas aquáticos. No entanto, no alagado estudado, o elevado teor de carbono orgânico dissolvido e carbono inorgânico dissolvido parecem ser os fatores mais importantes para manter a relativa homogeneidade nos valores das variáveis limnológicas estudadas entre os períodos hidrológicos. Lannes (2002), estudando um brejo que liga as lagoas do Vigário e Taquaruçu, observou diferenças entre os períodos hidrológicos para a temperatura, condutividade elétrica e pH. No presente estudo, a pequena variação do nível d'água entre o período seco e chuvoso (cerca de 30 cm) pode ter contribuído para que não fosse observado diferenças significativas entre os períodos amostrais.

Os valores de oxigênio refletem o balanço entre os processos de produção primária (realizado pelo fitoplâncton e macrófitas submersas do alagado) e os processos respiratórios e decomposição. Apesar da elevada concentração de carbono orgânico dissolvido e o excesso de matéria orgânica no sedimento, a concentração de oxigênio dissolvido nunca foi inferior a 5,6 (Figura 2). Durante o

período chuvoso foram observadas as maiores concentrações de oxigênio dissolvido. Além disso, a elevada incidência de ventos auxilia a oxigenação da água por difusão deste para a coluna d'água, além de promover a mistura das águas próximas ao sedimento (pobres em O_2) com as massas d'água de superfície, promovendo a homogeneização da concentração de O_2 na coluna d'água do alagado.

Os menores valores de pluviosidade entre os meses de junho a agosto de 2007 (acumulado do período seco - 28 mm, fonte: estação meteorológica do Campus Leonel Miranda- UFRRJ.) comparados ao período amostral de janeiro a março 2008 (acumulado no período chuvoso – 464mm, fonte: estação meteorológica do Campus Leonel Miranda- UFRRJ), sugerem que a entrada de água promove lixiviação do COD da área marginal contribuindo para os maiores valores de COD no alagado.

É provável que a manutenção do nível de água do alagado esteja diretamente relacionada ao nível da lagoa do Campelo, que está distando do local de estudo cerca de 100m. Observações de campo mostram que o canal que liga a lagoa ao alagado localizado na porção norte, tem sua ligação interrompida com o alagado no início do período seco (maio-junho), devido ao assoreamento do alagado. Desta forma, a entrada de água superficial se resume as poucas chuvas que ocorrem no período. No entanto, o alagado permaneceu com um nível mínimo de 50cm até o final do mês de agosto, final do período amostral. Em geral, entre os meses de agosto e setembro o déficit hídrico na região é máximo, ocorrendo redução drástica do nível da lagoa, com exposição do sedimento e mortalidade maciça de *T. domingensis* devido à seca (Esteves e Suzuki, 2008).

Uma vez estabelecida a inundação, os processos metabólicos do sedimento promovem a decomposição dos compostos orgânicos, modificando-os em frações mais leves e com maiores mobilidade através de processos físicos e químicos (Camargo *et al.*, 1999). Ribas *et al.* (2008) demonstraram que a entrada de carbono orgânico proveniente do solo marginal via processo de lixiviação é fortemente influenciado pela cobertura vegetal. Segundo os autores, realizando um experimento utilizando os valores acumulados de precipitação de 1000mm, a cobertura vegetal

formada por pastagens apresentou maiores valores de carbono lixiviado em relação a áreas cobertas por vegetação arbustiva e arbórea. É comum na região norte fluminense a substituição da vegetação natural por plantio de cana de açúcar e pastagem. No entorno do alagado a vegetação predominante é pastagem. No entanto, em regiões mais altas ocorrem plantações de cana, o que potencializa a lixiviação de compostos orgânicos da bacia de drenagem para as áreas alagáveis e lagoa do Campelo.

Os corpos d'água continentais estão localizados em depressões de terra e, desta forma, favorecem os processos de acúmulo do carbono proveniente do ecossistema terrestre circundante (Marota 2006). No alagado estudado, no período chuvoso ocorre um aumento da concentração do material particulado (Figura 4). Outros estudos realizados na região mostram este padrão (Silva, 2006, Azevedo, 2006, Fernandes, 2008, Pezzini, 2008). A chuva carrega para o alagado grande quantidade de material particulado. No entanto, a concentração de carbono no MPS é pequena sugerindo que o material carregado durante o período chuvoso é composto em sua maior parte por frações inorgânicas. O acúmulo deste material acelera a sedimentação da matéria orgânica e de nutrientes aderidos às partículas de argila, reduzindo assim o volume de água do alagado e a longo prazo estabelece processos sucessionais que convertem o ecossistema aquático em ecossistema terrestre (Esteves, 1998).

O COD é um dos maiores e mais dinâmicos reservatórios de carbono da biosfera, tendo grande influência sobre o ciclo global do carbono. Nos ecossistemas aquáticos, o COD ao ser degradado pelas bactérias ou através do processo de foto-oxidação é convertido em CO_2 , influenciando a dinâmica de carbono do sistema (Suhett *et al.*, 2006). Amado (2008) observou que as lagoas costeiras húmicas tropicais apresentam as maiores taxas de foto-oxidação encontradas na literatura, considerando as metodologias semelhantes. Os ecossistemas tropicais apresentam maiores valores de COD quando comparado aos ecossistemas temperados, e, além disso, o COD também é mais reativo à foto-oxidação nos ecossistemas tropicais (Shuett *et al.*, 2006). No presente estudo não foi determinada a contribuição da foto-oxidação do COD, no entanto, considerando os dados obtidos por Amado (2008) e a

proximidade dos locais amostrados pelo referido trabalho, pode-se presumir que o processo de foto-oxidação deve apresentar valores expressivos neste ambiente.

Os valores de COD encontrados neste estudo foram superiores aos observados por Azevedo (2006) e Fernandes (2008) nas lagoas de Iquiparí, Grussaí e Campelo. Estes autores observaram valores variando de 5,64mg C.L⁻¹ (lagoa do Campelo – Azeredo (2006) à 51,5mg C.L⁻¹. Amado (2008) avaliando a concentração de carbono orgânico de 19 lagoas costeiras e um ambiente de afloramento do lençol freático da região de Macaé e Rio das Ostras, observou valores variando entre 6,26mgC.L⁻¹ (lagoa de Imboassica) à 120,84mgC.L⁻¹ (atoleiro). Como estes ambientes estão localizados em restingas, cerca de 95 % do COD são provenientes da decomposição desta vegetação (Shuett *et al.*, 2004). De forma geral, o solo arenoso e facilmente lixiviável favorecem a entrada e o acúmulo de COD nos ambientes mais rasos encontrados na região norte fluminense, como o alagado e as lagoas costeiras localizados na reserva nacional da Restinga de Jurubatiba. Devido a estes fatores são formados nesta região ambientes super-húmicos (Farjalla *et al.*, 2004, Steinberg *et al.*, 2006)

Além da entrada de carbono proveniente da vegetação terrestre do entorno e posterior decomposição no ecossistema aquático, outra fonte de carbono inorgânico pode ser o lençol freático. O carbono inorgânico apresentou valores médios acima de 1400μmol.L⁻¹ nos dois períodos amostrais. Estes valores são mais elevados aos observados por Chagas e Suzuki (2008) e Azevedo (2006) na lagoa do Campelo, mas são inferiores aos observados nas lagoas de Grussaí e Iquiparí (valores acima de 4000 μmol.L⁻¹) (Azevedo, 2006; Fernandes, 2008). Diferente do alagado, estas lagoas costeira sofrem influencia marinha que afetam a concentração de CID.

Cole *et al.* (1994) demonstraram que a maior parte dos lagos no mundo são supersaturados em CO₂, relacionado a entrada de matéria orgânica terrestre que incrementa os processos degradativos. Macpherson (2009) fazendo uma revisão da literatura demonstrou que a pressão parcial de CO₂ na água do lençol freático é cerca de 10-100 vezes maior que a atmosférica. Chagas e Suzuki (2005) observaram na lagoa do Açú que as regiões com maiores influências do lençol

freático apresentam valores mais elevados de saturação de CO₂. Suzuki (1997) observou que o processo de abertura de barra na lagoa de Grussaí promove um aumento da saturação de CO₂ devido à mistura de água ricas em CO₂ provenientes da água intersticial e lençol freático. Os valores de CID na água intersticial foram 3 vezes mais elevados no período seco e 2 vezes mais elevada durante o período chuvoso em relação à coluna d'água. A estimativa do fluxo de CID do sedimento para a coluna d'água foi superior a $4,01 \pm 0,34 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, sugerindo que a água intersticial é uma fonte importante de CID para o alagado através do processo de difusão.

Diferente de outros estudos realizados por Fonseca *et al.* (2004) e Marinho (2004), a concentração de metano no sedimento do alagado durante o período seco reduz com o aumento da profundidade. A provável explicação para este padrão de redução da concentração de metano com a profundidade entre os períodos seco e chuvoso seria a limitação de compostos lábeis para a utilização pelos metanogênicos. Embora o sedimento seja rico em matéria orgânica, com valores em torno de 20% de carbono, a elevada quantidade de detritos de *T. domingensis* que se acumula do sedimento não pode ser utilizada na metanogênese. As arqueas metanogênicas não conseguem degradar sozinhas toda a matéria orgânica do sedimento, necessitando de uma cadeia trófica bacteriana funcionando de forma regulada para que seja formado o metano (Minello, 2004). Além disso, processos competitivos como desnitrificação e sulfato redução, energeticamente mais rentáveis, possivelmente atuam minimizando a ação das metanogênicas (Modin *et al.*, 2007, Burgin e Hamilton, 2007).

Para a estimativa da ciclagem de carbono no alagado foram utilizados, além dos dados aqui obtidos e outros de Freesz (2007). A figura 4.11 mostra o incremento de biomassa da *T. domingensis* no alagado estudado (dados adaptados de Freesz, 2007), utilizando a taxa de crescimento instantâneo de $0,0294 \text{ dias}^{-1}$ ($R^2=0,91$). Considerando o valor de biomassa de *T. domingensis* no período seco de 9215 gPS.m^{-2} e o conteúdo de carbono na biomassa médio de 397 mg.g , podemos estimar a taxa de assimilação de carbono em $107,5 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

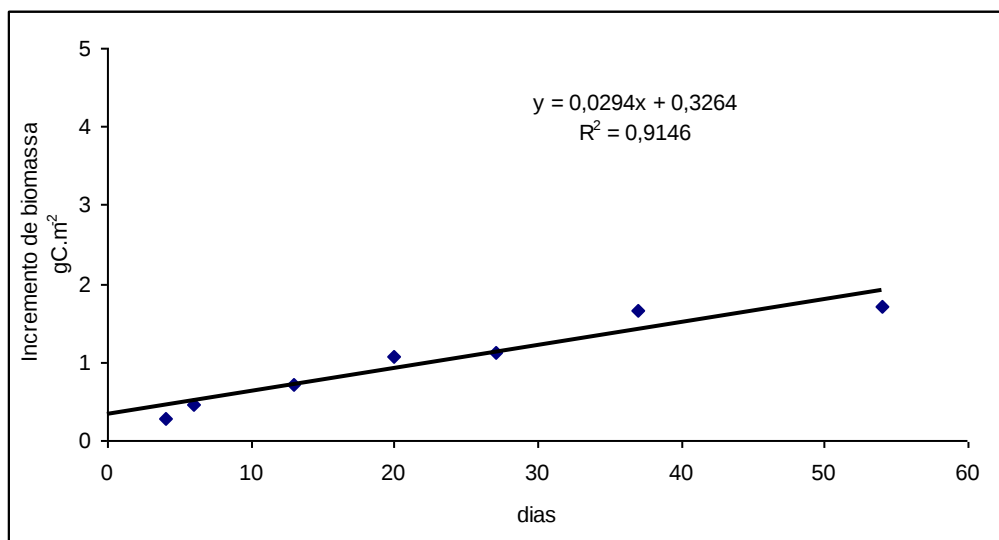


Figura 11: Incremento de biomassa da macrófita *T. domingensis* no alagado estudado durante o período seco (dados adaptados de Freesz, 2007).

No período chuvoso, a taxa de crescimento instantâneo foi de 0,0583 ($R^2=0,92$). O valor de biomassa no mesmo período foi de 11726g.m⁻² e o teor de carbono na biomassa foi de 397mg.g⁻¹, obtendo-se uma taxa de assimilação de carbono de 246,7 gC.m⁻².d⁻¹ (Figura 4.12).

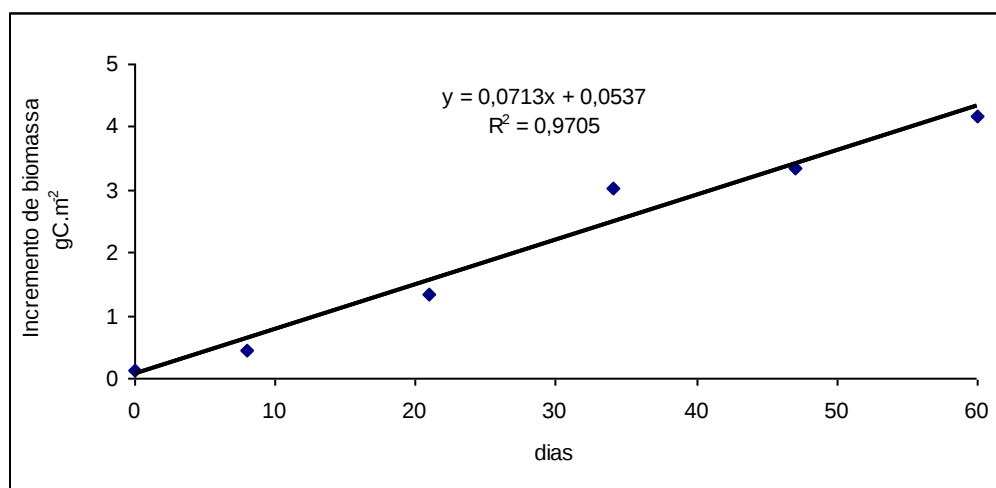


Figura 12: Incremento de biomassa da macrófita *T. domingensis* no alagado estudado durante o período Chuvoso (dados adaptados de Freesz, 2007).

O tempo de crescimento da folha de *T. domingensis* foi estimado por Freesz (2007) em cerca de 60 dias e, após este período, o processo de senescência e reabsorção supera o processo de síntese. Após a folha apresentar-se seca em toda sua área superficial inicia-se o processo de decomposição, que é lento fora da água, mas passa a ser mais rápido quando entra em contato com a coluna d'água, devido à aceleração dos processos de lixiviação (Bianchini, 2003).

A maior parte dos lagos do mundo são rasos e pequenos e apresentam as margens densamente colonizadas por macrófitas aquáticas (Wetzel, 1990, Downing *et al.*, 2006). Nas regiões tropicais, as macrófitas apresentam elevada produtividade (Piedade *et al.*, 1991, Junk e Piedade, 1993, Penha *et al.*, 1999, Santos e Esteves, 2002, Esteves, 2006, Chagas *et al.*, 2008) resultando num acúmulo de carbono no sedimento (Brenner *et al.*, 2006). Marotta (2008) afirmou a necessidade dos estudos sobre a dinâmica de carbono nos ecossistemas aquáticos incluírem a produção das macrófitas emersas da região litorânea.

As figuras 4.13 e 4.14 mostram os estoques de carbono no alagado e as setas indicam os fluxos de matéria. Os valores dos fluxos não foram representados para evitar o excesso de informações nas figuras. O maior estoque de carbono está nas macrófitas aquáticas, que contribuem com os estoques de carbono orgânico dissolvido (COD) através do processo de lixiviação e degradação da matéria orgânica particulada (COP). A sedimentação do COP não explica o elevado estoque de carbono no sedimento. Boa parte desta matéria orgânica é proveniente dos detritos de macrófita aquática que se deposita no fundo. A taxa de decomposição das macrófitas aquáticas em ambientes anaeróbicos são lentas (Irineu Jr. *et al.*, 1998).

Estes dados mostram a importância dos alagados não apenas como ambientes que proporcionam diversidade de nichos ecológicos, mas também como um ambiente seqüestrador de carbono. A densa colonização de macrófitas nas regiões marginais das lagoas da região e a extensa colonização dos alagados por *T. domingensis* sugerem que estes sistemas tenham um balanço autotrófico, uma vez que, os processos de degradação da matéria orgânica no sedimento anaeróbico são mais lentos que na coluna d'água aeróbica (Cunha –Santino e Bianchini Jr, 2008).

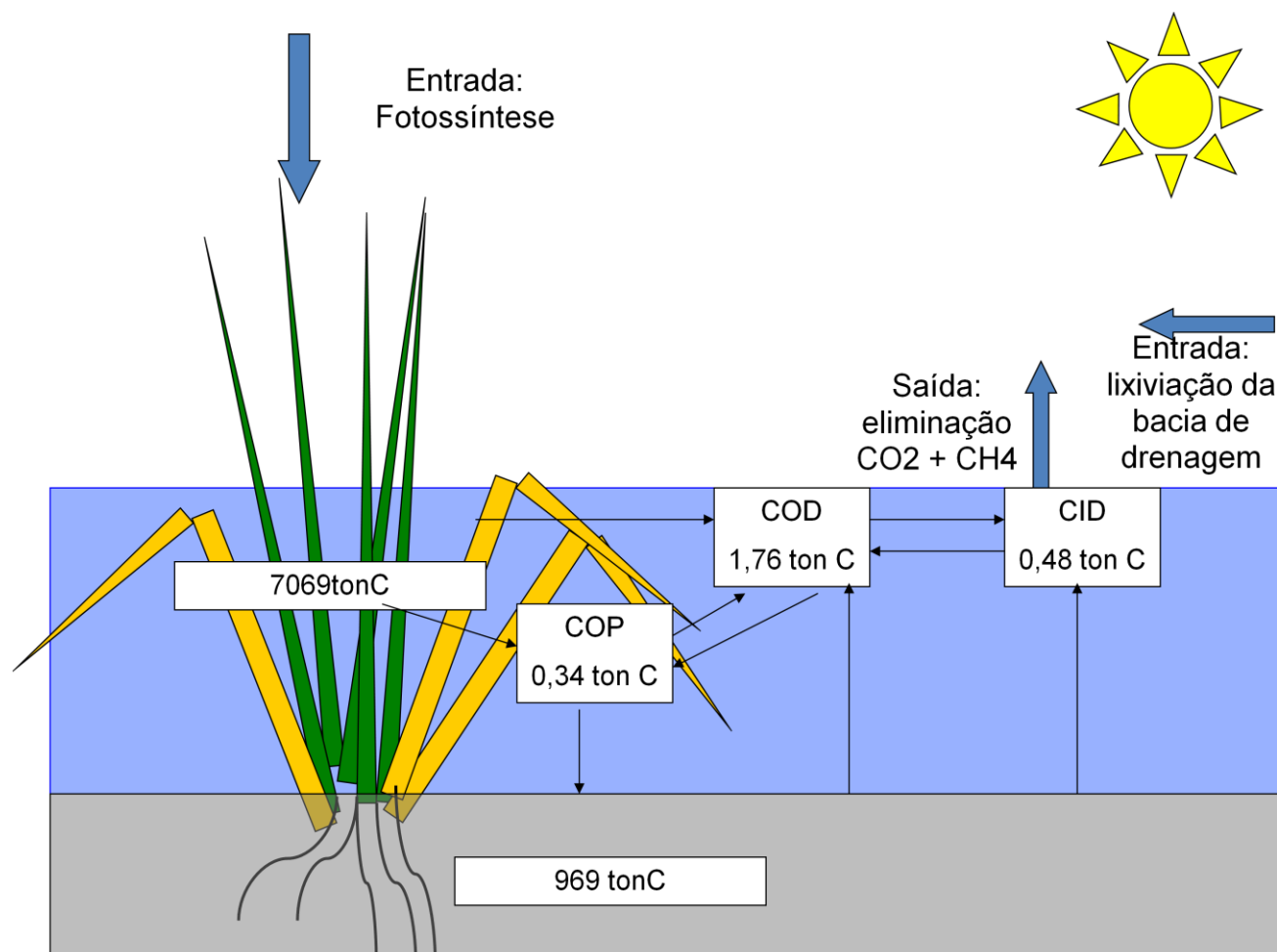


Figura 4.13: Estoques de carbono no alagado durante o período seco/2007. Os valores dentro das caixas representam os estoques de carbono nos diferentes compartimentos

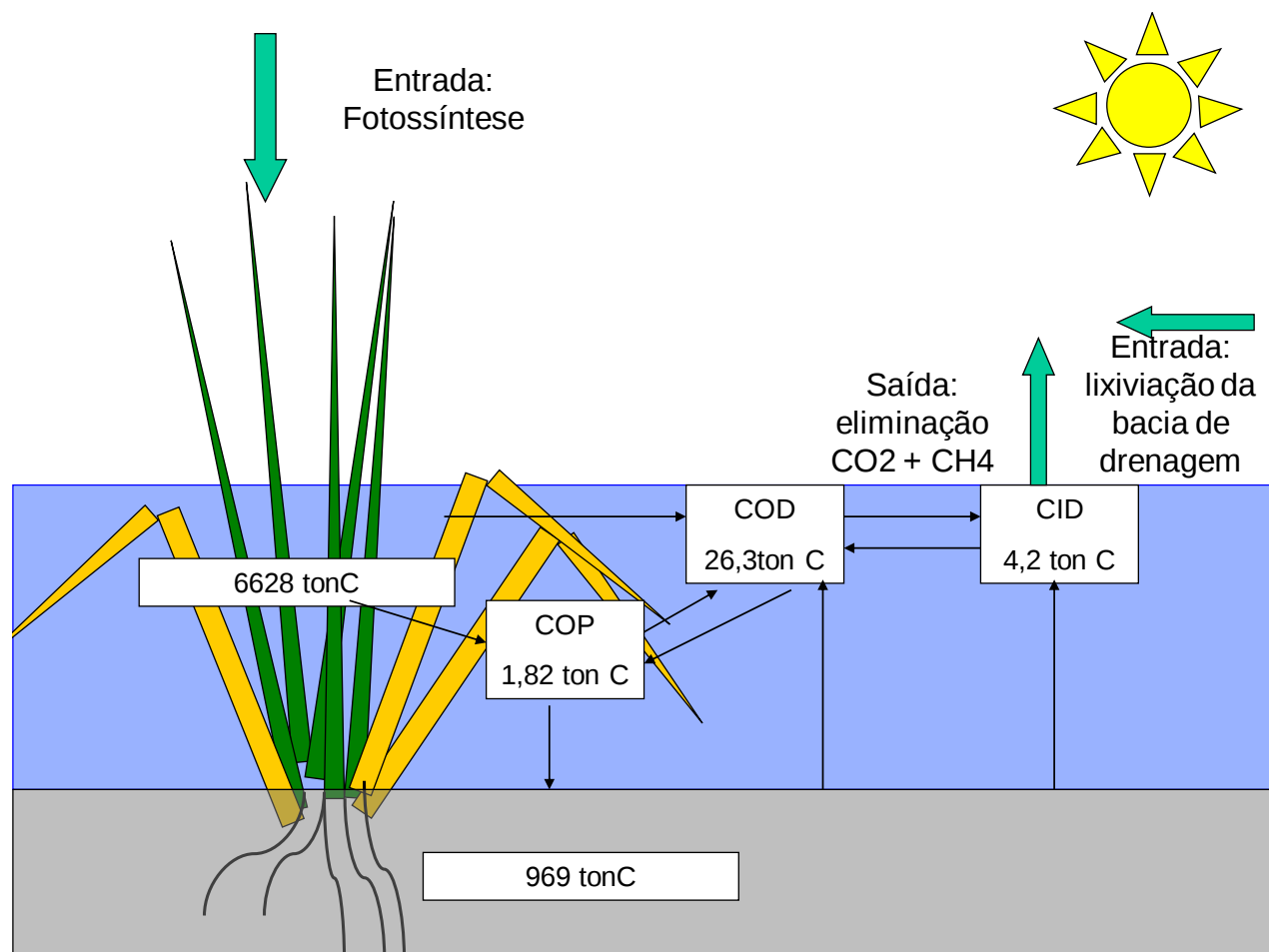


Figura 4.14: Estoques de carbono no alagado durante o período seco/2007. Os valores dentro das caixas representam os estoques de carbono nos diferentes compartimentos

4.7-CONCLUSÕES

O estudo dos compartimentos do alagado permitiu avaliar que os estoques de carbono são mais elevados na macrófita *T. domingensis* quando comparado com os estoques estimados para o sedimento e coluna d'água.

Embora a área superficial e o volume total de água do alagado tenham aumentado no período chuvoso, não foi observada alteração na extensão do banco de *T. domingensis*.

A estimativa de sedimentação de carbono orgânico particulado (COP) mostrou que o período chuvoso ocorre maior sedimentação de carbono que no período seco ($1,37 \pm 0,23 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período seco e $2,89 \pm 0,24 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período chuvoso). A entrada de material particulado carregado pelas chuvas é um importante fator para aumentar a taxa de sedimentação de carbono.

No período seco a taxa de crescimento instantâneo da *T. domingensis* foi de $0,0294 \text{ dias}^{-1}$ e foi estimada a taxa de assimilação de carbono em $107,5 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. No período chuvoso foi obtido a taxa de crescimento instantâneo de $0,0583$ e taxa de assimilação de carbono de $246,7 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Estes dados evidenciam que a macrófita possui uma elevada produtividade. Além disso, durante o período chuvoso, a elevação do nível de água favorece o incremento de biomassa vegetal.

A estimativa do fluxo de CID do sedimento sugere que a água intersticial é uma fonte importante para a manutenção dos valores de CID no alagado através do processo de difusão.

Durante o período chuvoso, ocorre a entrada de material particulado pobre em carbono. Com o tempo, o material particulado acumulado no alagado promove o assoreamento do alagado reduzindo seu volume.

O período seco, a concentração de carbono no material particulado é mais elevada, sugerindo enriquecimento proveniente das folhas de *T. domingensis*. Devido às poucas chuvas, os dados sugerem que o material particulado é de origem endógeno, possivelmente vindo o processo de decomposição da macrófita e resuspensão do sedimento.

5 - CAPÍTULO 2: Variação de biomassa e produtividade primária de *Eleocharis acutangula* numa área alagada tropical sujeita a variações hidrológicas.

Resumo:

A vegetação típica de áreas alagadas é formada por macrófitas aquáticas, que são responsáveis pela elevada produção primária destes ambientes. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi identificar como a variação hidrológica pode afetar a alocação de biomassa e produtividade primária da macrófita emergente *Eleocharis acutangula*. Entre março 2005 e fevereiro 2006 foram coletados rametes de *E. acutangula* em uma área alagável da lagoa do Campelo (21° 39' S, 41° 12' W e 21°37' S, 41°11' W). A variação hidrológica no período estudado foi atípica, com poucas chuvas entre novembro de 2005 a fevereiro de 2006. Em função do padrão atípico do nível d'água, os valores mais elevados de produção primária ($128\text{gPSm}^{-2}\cdot\text{mês}^{-1}$) e biomassa total (447gPSm^{-2}) foram observados em maio e julho respectivamente. Os dados mostram que a produção primária e a alocação de biomassa são fortemente influenciadas pela variação do nível d'água e quando ocorre elevação do nível d'água, a macrófita investe rapidamente em acúmulo de biomassa.

Palavras chaves: variação do nível d' água, área alagada, *Eleocharis acutangula*, alocação de biomassa.

Abstract

Biomass variation and primary production of *Eleocharis acutangula* in tropical wetland subject to hidrologic variations.

The typical vegetation are the aquatic macrophyte, which are responsible for highly wetland productivity. The aim this study is to identify how hidrologic variation may affect the macrophyte productivity and biomass allocation in tropical wetland. From March 2005 to February 2006 the sampling of *Eleocharis acutangula* was carried out monthtly in wetland of Campelo lake (21° 39' S, 41° 12' W e 21°37' S, 41°11' W). In the rain season of the 2006, the hidrologic periody in was athipic, with ecarses rains from November 2005 to February 2006. Because this, the highest valours primary production ($128 \text{ gDW.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$) and total Biomass (447 g DW.m^{-2}) was observed in May and July respectively. The results show the hidrological variation is important factor in tropical wetland for aquatic macrophyte dinamic and when the level water increase the aquatic macrophyte invest rapidly in biomass and growth.

Key –words: water level variation, wetland, *Eleocharis acutangula*, biomass allocation.

5.1-INTRODUÇÃO:

Os ecossistemas aquáticos do Brasil são em sua maioria ambientes rasos. A região Norte Fluminense pode ser caracterizada pela presença de diversos ambientes lânticos, dentre eles os alagados, que possuem uma significativa importância turística, social e econômica, na qual se destacam a pesca e o lazer de final de semana e de veraneio (Bidegain et al., 2002).

Áreas alagadas são regiões de transição entre o ambiente terrestre e aquático onde o lençol d'água está próximo da superfície ou o solo apresenta-se recoberto por água. Estes ambientes são considerados um dos mais produtivos ecossistemas do planeta (Mitsch e Gosselink, 2007). A vegetação típica são as macrófitas aquáticas, as quais são responsáveis pela elevada produtividade observada nestes ambientes (Esteves, 1998).

As condições hidrológicas são importantes para manutenção da estrutura e função das áreas alagadas. A dinâmica hidrológica afeta a disponibilidade de nutrientes, anaerobiose do solo, salinidade, e causa modificação da composição de espécies e riqueza que serão estabelecidas neste ambiente (Amezaga et al. 2002). Quando os padrões hidrológicos permanecem similar entre os anos, a integridade ecológica do alagado pode persistir por muitos anos (Mitsch e Gosselink, 2007).

Alguns sistemas alagados já estudados, como os sistemas encontrados no banhado do Taim (RS), podem estar sujeitos a ciclos de cinco ou vinte anos de seca. A exposição de grandes áreas do alagado, seguido por reinundação após as chivas, resulta em germinação de bancos de sementes, uma vez que os sedimentos em áreas alagadas funcionam como “memórias” de ecossistemas. Desta forma, assim que as condições ideais são restauradas, o ecossistema retorna ao seu funcionamento normal anterior a perturbação gerada pela seca. (Motta Marques et al., 1997, Ferreira, 2005).

A produção primária é a principal fonte de entrada de energia nos ecossistemas. Os vegetais absorvem a luz solar e transformam em compostos carbônicos que são assimilados por outros níveis tróficos. Nos ecossistemas aquáticos, os produtores primários são a comunidade fitoplanctônica e a comunidade de macrófitas aquáticas.

A comunidade fitoplanctônica apresenta maiores valores de produtividade na parte central dos ambientes aquáticos, onde encontram melhores condições para apresentar elevados valores de produção primária (Wetzel,1998). Os primeiros estudos sobre produção primária em lagos foram realizados no hemisfério Norte, onde os lagos, em sua maioria, apresentam grande profundidade e uma região litorânea reduzida (Esteves, 1998). Por este motivo, durante muitos anos as pesquisas sobre produção primária em ambientes aquáticos tinham como foco a comunidade fitoplanctônica, sendo considerada a principal comunidade produtora (Esteves,1998).

Em regiões temperadas são evidentes as variações sazonais da biomassa, composição química orgânica e inorgânica das macrófitas aquáticas e, portanto da produtividade primária (Fernández-Alaez, *et al.* 2002, Fox *et al.*,2008). Contudo, em regiões tropicais as variações sazonais nem sempre são observadas (Esteves, *et al.* 2005, Freesz, 2007). No entanto, em ambientes com ampla variação do nível d'água há alterações variações sazonais evidentes que podem provocar mudanças na composição química e na biomassa das macrófitas aquáticas (Da Silva e Esteves, 1993; Santos e Esteves,2002). As taxas de produção primária de macrófitas aquáticas em ambientes tropicais estão relacionadas a variação de temperatura, disponibilidade de água, luz e nutrientes (Neue, *et al.*,1997).

As macrófitas aquáticas apresentam uma grande variedade morfológica, podendo apresentar formas emersas (ex.: gêneros *Typha*, *Eleocharis*, *Cyperus*), flutuantes livres (ex.: *Eichhornia*, *Pistia*, *Salvinia*), submersas enraizadas (ex.:gêneros *Egeria*, *Potamogeton*, *Najas*), enraizadas com folhas flutuantes ou flutuantes fixa (ex.: *Nimphoides*, *Nymphaea*, *Hydrocleys*) submersas livres (ex.:gêneros *Utricularia*, *Ceratophyllum*), além de plantas anfíbias, que toleram períodos de inundações, modificando a morfologia da fase aquática para terrestre quando as águas abaixam (Irgang *et al.*, 1984, Esteves, 1998, Pott e Pott, 2000). Esta grande diversidade de formas dificulta a utilização de um método único para determinar a produção primária.

O objetivo deste estudo foi avaliar a produtividade primária e alocação de biomassa da macrófita emersa *Eleocharis acutangula* em um alagado da região

norte fluminense, sujeito a inundações e secas periódicas utilizando dois métodos amostrais.

5.2-ÁREA DE ESTUDO:

O estudo foi desenvolvido em um alagado localizado no município de Campos dos Goytacazes, norte do estado do Rio de Janeiro. O alagado faz parte da área sazonalmente inundável da lagoa do Campelo (21° 39' S, 41° 12' W e 21°37' S, 41°11' W), formado por um declive do terreno e que promove a acumulação de água nos períodos de maior pluviosidade (Figura 5.1). Este apresenta o formato alongado, estreito e dispõe-se paralelo à lagoa, de onde recebe água através de um canal no período chuvoso. Além desta fonte de água, outras fontes podem ser a chuva e o lençol freático.

Durante o período chuvoso (outubro - março) o nível de água pode aumentar até 80cm, enquanto que no período seco (junho- setembro) a coluna água desaparece, permanecendo apenas o solo encharcado. A área é colonizada por estandes permanentes de *Typha domingensis* e sazonais de *Nimphaeae sp*, *Eleocharis acutangula* e *Chara sp*. A região, segundo a classificação de Thornthwaite, apresenta clima tropical sub-úmido seco (FIDERJ, 1975), caracterizado por pluviosidade em torno de 1000 mm anuais, com excesso de água no verão e inverno seco, e calor bem distribuído ao longo do ano (temperaturas médias entre 20 e 30 °C).

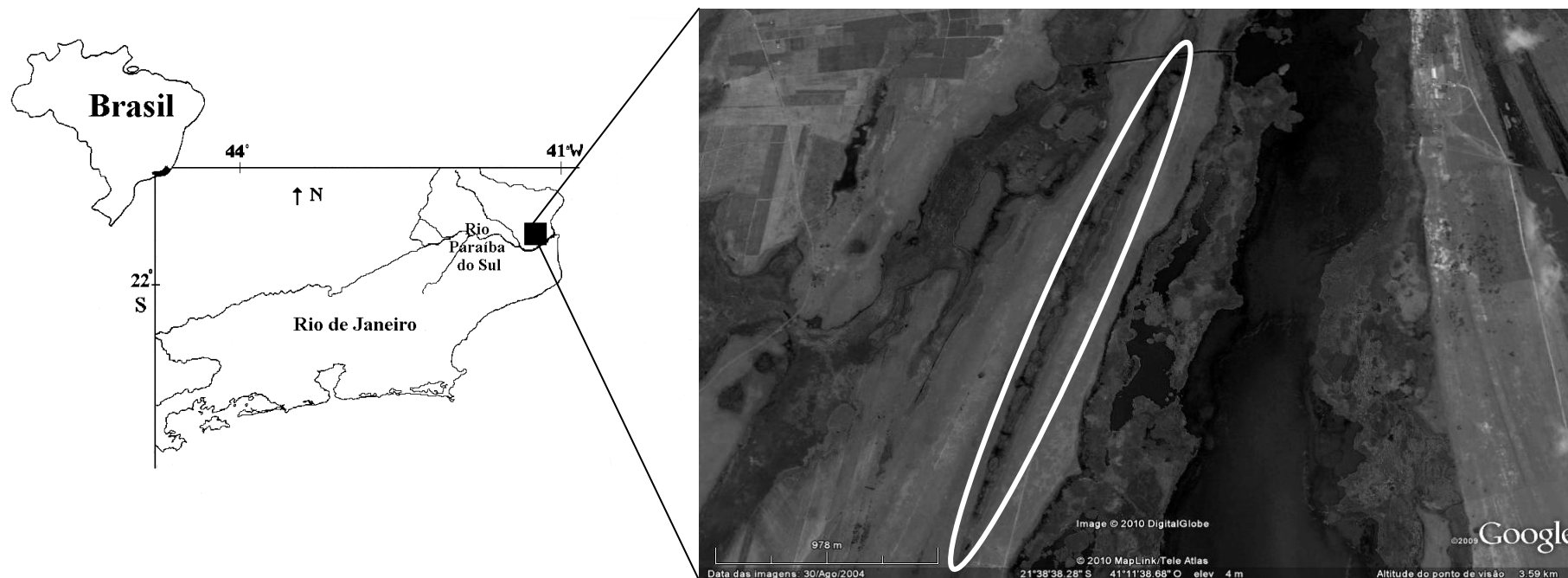


Figura 5.1: Mapa do Estado do Rio de Janeiro com destaque para a imagem de satélite mostrando o alagado e a lagoa do Campelo.
Fonte Google Earth.

5.3- MATERIAL E MÉTODOS.

Entre março de 2005 e fevereiro de 2006 as amostragens de *E. acutangula* foram realizadas mensalmente. Ao longo de um transecto de 50 metros, em intervalos de 5 metros, dez quadrados de 0,25 m² foram lançados a cada amostragem, e toda a biomassa da macrófita presente dentro do quadrado foi cortada acima do sedimento e acondicionada em sacos plásticos. Concomitante às amostragens, o nível d'água no alagado também foi medido. No laboratório, as amostras foram lavadas sob água corrente e separadas em porção clorofilada (rametes com mais de 50 % do comprimento contendo tecido clorofilado) e detrito (menos que 50% do comprimento contendo tecido clorofilado). Todo material foi seco em estufa de circulação de ar à 70 °C até peso constante e a biomassa expressa em gamas de peso seco por metro quadrado (g PSm⁻²).

A produção primária aérea (PPA) foi determinada utilizando o método de Smalley (1959). Mudanças positivas na biomassa viva entre duas amostragens consecutivas são consideradas e correções para as perdas durante o intervalo de tempo foram consideradas como biomassa de detritos.

PPA= $\Delta V + \Delta S$, quando $\Delta S > 0$ e $\Delta V > 0$;

PPA= 0 quando $\Delta S < 0$ e $\Delta V < 0$

PPA = ΔS quando $\Delta S > 0$ e $\Delta V < 0$;

PPA= ΔV quando $\Delta S < 0$ e $\Delta V > 0$;

Onde :

ΔV = variação da Biomassa clorofilada;

ΔS = variação da Biomassa detrito.

A correlação de Spearman ($p=0,05$) foi utilizada para avaliar a o grau de interferência entre as variáveis.

5.4 - RESULTADOS:

A figura 5.2 mostra a redução da biomassa aérea total da macrófita segue a redução do nível no alagado, observando-se os maiores valores de biomassa entre os meses de abril a julho e setembro/2005, quando estes ultrapassaram 400 gPS.m^{-2} .

Entre abril e setembro de 2005 foi observada pequena variação na biomassa total, entretanto foi observada uma redução da biomassa clorofilada e incremento de biomassa de detritos seguindo a redução do nível d'água. A correlação entre biomassa clorofilada e nível d'água foi altamente significativa (Spearman $p < 0,0001$).

O valor mais elevado de biomassa clorofilada, que variou entre 13,6 e 305 g PS.m^{-2} foi observado em abril/2005, período que pode ser considerado o final do período chuvoso anterior (Figura 5.3). O máximo de biomassa senescente foi observado em setembro/2005 (291 g PS.m^{-2}). A biomassa total acima do solo variou entre 21 g PS m^{-2} (fevereiro/2006) à 447 g PS m^{-2} (julho/2005).

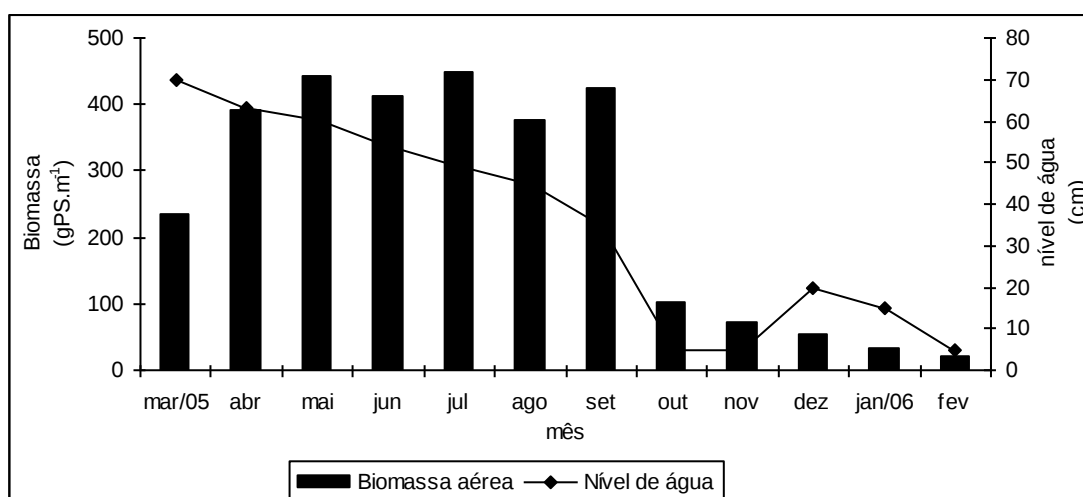


Figura 5.2: Variação da biomassa da macrófita *Eleocharis acutangula* em relação ao nível de água do alagado durante o período de março 2005 a fevereiro 2006.

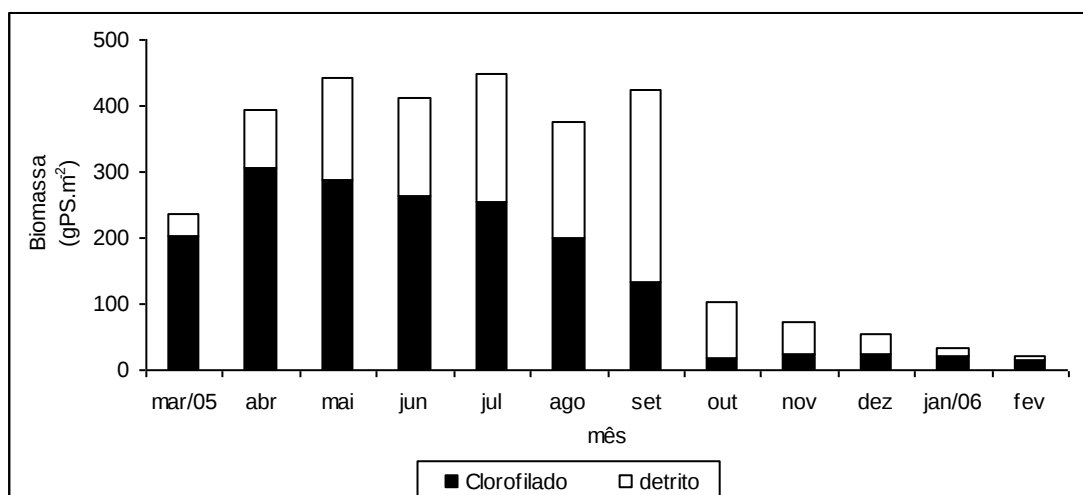


Figura 5.3: Variação da biomassa clorofilada e senescente da macrófita *Eleocharis acutangula* do alagado durante o período de março 2005 a fevereiro 2006.

A produção primária aérea apresentou valores positivos apenas em abril, maio e julho de 2005, quando o nível de água esteve acima de 50cm (figura 5.4). O valor mais elevado de PPA foi observado em maio/2005 ($128 \text{ g PS m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$) e o menor valor positivo foi observado em abril/2005 ($45 \text{ g PS m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$). Entre agosto/2005 e fevereiro/2006 os valores de produção primária foram zero ou negativos e o método não contabiliza estes valores. A produção primária anual foi estimada em $282 \text{ g PS m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$.

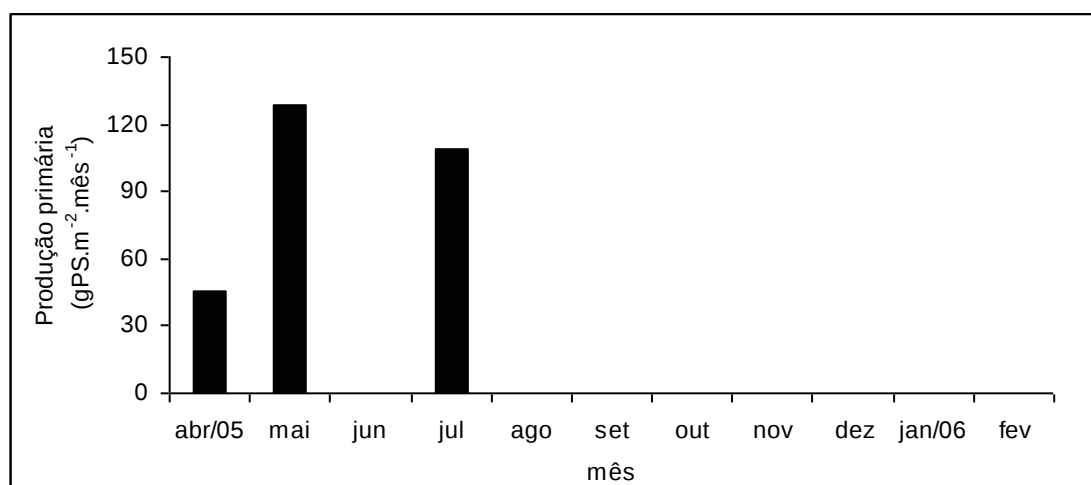


Figura 5.4: Produção primária pelo método de Smalley (1959) da *Eleocharis acutangula* durante o período de abril 2005 a fevereiro 2006.

5.5-DISCUSSÃO:

Alagados são ambientes que apresentam sua dinâmica relacionada à disponibilidade de água, estando sua hidroquímica fortemente afetada pelas variações anuais no regime de chuva (Mitsch e Gosselink, 2007). Em ambientes tropicais, as macrófitas aquáticas apresentam emissões de folhas durante todo o ano. (Penha *et al.*, 1999), e alguns trabalhos evidenciam que flutuações no nível de água podem induzir mudanças na produtividade e biometria das populações de macrófitas aquáticas (Froend e McComb, 1994, Santos e Esteves 2004). Os resultados deste trabalho corroboram a afirmativa anterior, visto que a variação de biomassa aérea de *E. acutangula* esteve fortemente associada à variação no nível d'água do alagado (Figura 5.2).

A variação da biomassa clorofilada oferece-nos indicação sobre a dinâmica de desenvolvimento dos rametes de *E. acutangula* no alagado. O período de intenso crescimento ocorre quando há uma coluna de água no alagado. Embora demonstre uma redução do nível de água a partir de março, os valores de produção primária aérea foram positivos nos meses de abril e maio de 2005. A partir de dezembro de 2005, com o ligeiro incremento do nível d'água, observa-se um aumento na proporção da biomassa clorofilada em relação à biomassa total, indicando claramente que a planta investe em crescimento e alocação de biomassa renovando os rametes impulsionada pela variação do nível d'água. Assim, com o incremento do nível d'água, observa-se o aumento de biomassa aérea total e clorofilada.

Com a redução do nível d'água, a população apresenta senescência e até o desaparecimento dos bancos de *E. acutangula* em períodos de exposição do sedimento ao ar. A variação no nível de água no alagado causa distúrbios diferenciados sobre as distintas populações de macrófitas no ecossistema, uma vez que, por exemplo, mesmo a exposição do sedimento não resulta em exclusão total da biomassa aérea de *Typha domingensis*. A *T. domingensis* parece ser uma macrófita mais resistente ao permanência em solo encharcado, porém sem coluna de água aparente.

Este trabalho ainda evidencia que o período de crescimento das macrófitas aquáticas em alagados tropicais está relacionado ao aumento do nível de água e não a variação sazonal da temperatura, como já foi também observado por outros autores (Camargo e Esteves 1995, Thomaz e Bini 1998).

Em termos de valor de biomassa aérea, os dados obtidos no presente estudo valores semelhantes a outros trabalhos: Santos e Esteves (2004) observaram valores de biomassa total de *Eleocharis interstincta* variando de 20 g PS.m⁻² a 339 g PS.m⁻² seguindo o nível d água. Enrich-Prast *et al.* (2002) observou valores de biomassa total de *Oryza glumaepatula* variando de 7,1 gPSm⁻² a 467gPSm⁻² numa área não impactada do lago Batata na região amazônica. No entanto, os valores mais elevados de biomassa foram observados no período seco, diferente dos outros estudos que apresentam o máximo de biomassa nos períodos chuvosos quando ocorre a elevação do nível de água. Esta diferença possivelmente está relacionada a um período seco atípico.

Para PPA anual, o valor observado neste estudo foi menor (282 gPSm⁻².a⁻¹) que aquele observado por Santos e Esteves (2002), que observaram PPA de *Eleocharis interstincta* de 1012 gPSm⁻².a⁻¹. Este fato pode estar relacionado à não retomada da produtividade no período chuvoso 2005/2006, e este resultado indica de forma clara que a variação hidrológica é o fator mais importante para a dinâmica de macrófitas aquáticas em alagados tropicais.

Após 2006, o banco formado por *Eleocharis acutangula* desapareceu e no final de 2008 foi observado o aparecimento de alguns indivíduos recolonizando o alagado, mas com biomassa inferior ao observado anteriormente.

5.6- CONCLUSÃO:

Os dados mostram que a variação de biomassa e produtividade seguem a variação do nível de água. Com a redução da biomassa clorofilada, a assimilação de carbono reduziu drasticamente.

A redução do nível de água promove uma extensa mortandade do banco de *Eleocharis acutangula*. A recuperação deste banco sazonalmente é dependente do

nível água. Seca intensa e o processo de drenagem de áreas alagadas afetam de forma drástica as populações desta macrófita.

Os dados indicam que a variação hidrológica é um fator importante para a dinâmica de macrófitas aquáticas em alagados tropicais.

6-CAPÍTULO 3: PRODUÇÃO PRIMÁRIA, COMPOSIÇÃO QUÍMICA E DECOMPOSIÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NAS LAGOAS DO PARNA- JURUBATIBA

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar a produtividade primária líquida das espécies mais representativas de macrófitas aquáticas, compreendendo 3 biótipos diferentes: emergentes (*Typha domingensis* e *Eleocharis cf. minima*), flutuantes livres (*Eichhornia crassipes*), e submersas (*Potamogeton stenostachys*). Além disso, determinar a taxa de decomposição dessas espécies podendo assim avaliar sua importância quanto à produção de biomassa, ciclagem e estoque de nutrientes. Os maiores valores de biomassa do material vivo foram 262,6 g DW.m⁻² para *E. mínima*, 688,9 g DW.m⁻² para *T. domingensis*, 312,9 g DW.m⁻² para *P. stenostachys* e 756,1 g DW.m⁻² para *E. crassipes*, enquanto os valores para o material morto foram 496,5 g DW.m⁻², 310,8 g DW.m⁻², 104,2 g DW.m⁻² e 235,0 g DW.m⁻² respectivamente. Para todas as espécies, a biomassa média do material vivo foi significativamente maior que a biomassa média do material morto, com exceção de *E. minima* que não apresentou diferença significativa entre biomassa viva e morta.

Palavras chave: biomassa, produção primária, decomposição, ciclagem de carbono

Abstract

The aim of this study was to evaluate the net primary productivity of the most representative species of aquatic macrophytes, comprising three different biotypes: emergent (Typha domingensis and Eleocharis cf. minima), free-floating (Eichhornia crassipes) and submerged (Potamogeton stenostachys). Also, determine the rate of decomposition of these species can thus assess their importance for the production of biomass, nutrient cycling and storage. The higher biomass living material was 262.6 g DW.m⁻² for E. minimum, 688.9 g DW.m⁻² to T. domingensis, 312.9 g DW.m⁻² for P. stenostachys and 756.1 g DW.m⁻² E.crassipes, while the values for the dead material was 496.5 g DW.m⁻², 310.8 g DW.m⁻², 104.2 g DW.m⁻² and 235.0 g DW. m⁻² respectively. For all species, the average biomass of living material was significantly higher than the mean biomass of dead material, except E. minima that not showed significant difference.

Keywords: biomass, primary production, decomposition, carbon cycling

6.1-INTRODUÇÃO

Estudos realizados em regiões tropicais têm evidenciado que as macrófitas aquáticas constituem um importante grupo trófico, sendo muitas vezes as principais produtoras de matéria orgânica de forma a influenciar significativamente o metabolismo do ecossistema aquático (Thomaz *et al.*, 2003, Santos & Esteves, 2004, Medina- Gómez & Herrera-Silvera, 2007). Os processos metabólicos de produção e decomposição realizado pelas macrófitas aquáticas são considerados os principais mecanismos responsáveis pela ciclagem de nutrientes (Esteves, 1998).

Dentre os organismos produtores primários dos ecossistemas aquáticos, as macrófitas aquáticas desempenham um papel de grande importância no metabolismo tanto de ecossistemas lacustres quanto fluviais e estuarinos. Este fato é atribuído à sua capacidade de retirar nutrientes do sedimento reduzido, incorporá-los à sua biomassa e liberar esses nutrientes pela excreção de compostos orgânicos. Grande parte da biomassa produzida pelas macrófitas aquáticas é transferida para os demais níveis tróficos através da cadeia de detritos (Pagioro & Thomaz, 1999, Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008), visto que cadeia de herbivoria exerce pouca influência na biomassa desse grupo (Santos & Esteves, 2002).

Estudos visando avaliar a produtividade primária líquida (PPL) são utilizados como medida do crescimento potencial de espécies vegetais e sua subsequente contribuição para o ecossistema (Camargo & Pezzato, 2004, Chagas *et al.*, 2008). A importância de se estimar a PPL tem sido reconhecida por muito tempo

devido sua influência no ciclo do carbono e fluxo de energia em diversos ecossistemas (Daoust & Chiders, 1998, Bianchini Jr., 2003).

Os ambientes tropicais, ao contrário do observado em ambientes temperados, não apresentam variações sazonais bem marcadas (Camargo & Esteves, 1995; Esteves, 2004). No entanto, em ambientes com ampla variação do nível d'água são observadas variações sazonais bastante evidentes e podem provocar mudanças na composição química e na biomassa e produtividade das macrófitas aquáticas (Da Silva & Esteves, 1993; Santos & Esteves, 2002).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a produtividade primária líquida das espécies mais representativas de macrófitas aquáticas, compreendendo 3 biótipos diferentes: emergentes (*Typha domingensis* e *Eleocharis cf. minima*), flutuantes livres (*Eichhornia crassipes*), e submersas (*Potamogeton stenostachys*). Além disso, determinar a taxa de decomposição dessas espécies e perda de Carbono, Nitrogênio e Fósforo destas macrófitas podendo assim avaliar sua importância quanto à produção de biomassa, ciclagem e estoque de nutrientes.

6.2- ÁREA DE ESTUDOS

As lagoas Comprida (22°16'S;41°39'W) e Carapebús (22°13'S;41°36'W) estão localizadas no PARNA- Jurubatiba (Figura 6.1). A origem das lagoas costeiras está associada aos processos progressivos e regressivos no nível do mar durante o quaternário (ESTEVES, 1998).

As lagoas Carapebus e Comprida possuem extensas áreas colonizadas por macrófitas aquáticas, entre elas, as mais características são: *Typha domingensis*, *Eleocharis minima*, *Nymphaea ampla* e *Potamogeton stenostachys* (Farjalla et al., 1999).

A região caracteriza-se por um clima sub-úmido/úmido, com pouco ou nenhum déficit hídrico, a temperatura média anual é de 22°C, com calor distribuído homogeneamente o ano todo (INMET, 1996). A pluviosidade média anual é de 1300mm e se concentra nas estações de primavera e verão e, os ventos ocorrem o ano todo, com predomínio de Nordeste (INMET, 1996).

6.3-MATERIAIS E MÉTODOS

Biomassa

As coletas foram realizadas mensalmente (novembro/2003 - dezembro/2004) com exceção de *E.crassipes*, iniciada em junho/2004, nas lagoas Comprida (22°16'S;41°39'W) e Carapebús (22°13'S;41°36'W) do PARNA-Jurubatiba (Figura 6.1). As coletas de biomassa foram feitas com 3 quadrados de 0,25 m² para *T. domingensis* e *E. crassipes*, 0,032 m² para *E. cf. mínima* e 0.125 m² para *P. stenostachys*. As amostras de biomassa foram levadas ao laboratório e separadas em “material vivo” (mais de 50% do módulo botânico constituído de tecido clorofilado) e “material morto” (menos de 50% do módulo botânico constituído de tecido clorofilado). Após a separação, o material foi colocado em estufa a 90°C até peso constante, determinando assim sua biomassa, expressa em gramas de peso seco (g PS.m-2).

Produção Primária

A produtividade primária líquida (PPL) foi calculada segundo Junk & Piedade (1993) que propuseram um método para cálculo da PPL de macrófitas aquáticas da região amazônica. Este método assume que 10 e 25% da biomassa como perdas (decomposição, mortalidade e herbivoria) durante a fase de crescimento.

O cálculo da PPL segue a fórmula:

$$PPL = PPL_0 + \int_0^t dB + p.B dt \quad \text{se } dB > 0$$

$$PPL = PPL_0 - \int_0^t p.B dt \quad \text{se } dB < 0; \text{ onde:}$$

PPL = aumento da produção primária líquida (t)

P = porcentagem de decomposição (10 ou 25%)

$B(t)$ biomassa em função o tempo.

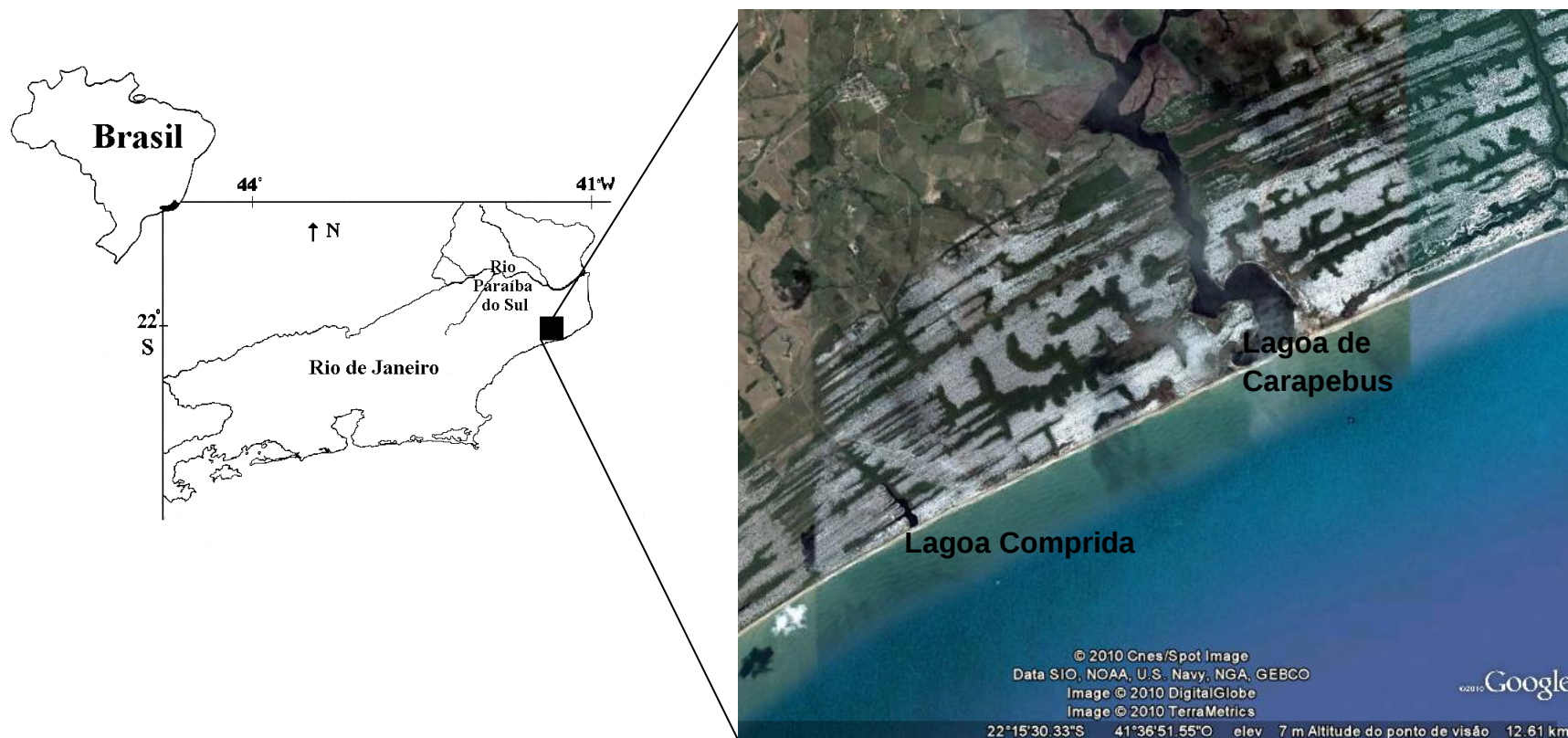


Figura 6.1: Área de estudo das lagoas Comprida e Carapebus no PARNA Jurubatiba, Macaé, RJ. Fonte: Google Earth.

Decomposição

Para estimar a taxa de decomposição foi utilizado material senescente (peso fresco – PF). As amostras foram incubadas em trélicas em "litter bags" (20 x 20 cm), com abertura de malha de 5 mm, a 1 metro de profundidade, nas margens das lagoas, contendo cerca de 40 g PF de material senescente das espécies estudadas. A estimativa do PS das amostras incubadas foi obtida através da relação PS x PF. A retirada do material incubado se deu após 1, 3, 7, 12, 21, 30, 38, 51 e 105 dias de experimento. Em laboratório, o material foi seco em estufa a 90°C até a obtenção de peso constante e triturado. O teor de matéria orgânica das amostras foi estimado após incineração de cerca de 0,3 g de amostra a 550°C durante 4 horas, para o cálculo da curva de decaimento do teor de matéria orgânica. O teor de carbono orgânico foi calculado multiplicando os valores de matéria orgânica por 0,465 (Westlake, 1965). O conteúdo de nitrogênio foi determinado pelo método Kjeldahl (Allen *et al.*, 1974) e o conteúdo de fósforo foi determinado segundo Fassbender (1973). O Experimento de decomposição não foi realizado para *E. crassipes*.

Tratamento Estatístico

A análise de variância (ANOVA) foi realizada para comparar a diferença do material vivo, material morto e PPL entre as espécies. Utilizou-se o Teste t para comparar a diferença entre material vivo e material morto da mesma espécie. Quando *E. crassipes* foi incluída nas análises, apenas as datas de coleta em comum com as outras espécies (a partir de 06/2004) foram utilizadas, obtendo-se assim um mesmo número amostral para todas as espécies. As médias foram

comparadas pelo teste de Tukey com nível de significância de 0,05. A taxa de decomposição, teor de nutrientes e a PPL acumulada das espécies foram comparadas através da análise de covariância (ANCOVA), podendo assim estimar se houve diferença entre as curvas de acúmulo de biomassa durante um mesmo período de tempo.

6.4-RESULTADOS

A figura 6.2 mostra a variação da biomassa do material vivo e do material morto durante o período de estudo. Os maiores valores de biomassa do material vivo foram 262,6 g DW.m⁻² para *E. mínima*, 688,9 g DW.m⁻² para *T. domingensis*, 312,9 g DW.m⁻² para *P. stenostachys* e 756,1 g DW.m⁻² para *E. crassipes*, enquanto os valores para o material morto foram 496,5 g DW.m⁻², 310,8 g DW.m⁻², 104,2 g DW.m⁻² e 235,0 g DW.m⁻² respectivamente. Para todas as espécies, a biomassa média do material vivo foi significativamente maior que a biomassa média do material morto (Figura 6.3), com exceção de que não houve diferença (Fig. 6.3a).

Os maiores valores de biomassa viva foram observados na espécie *Typha domingensis* e os maiores valores de biomassa de material morto foram observados na *E. mínima* (Fig. 6.4a e b). Quando a comparação é feita incluindo a *E. crassipes*, os valores de biomassa de material vivo foram significativamente iguais aos de *T. domingensis*, e valores de biomassa de material morto iguais aos de *E. minima* (Fig. 6.4c e d).

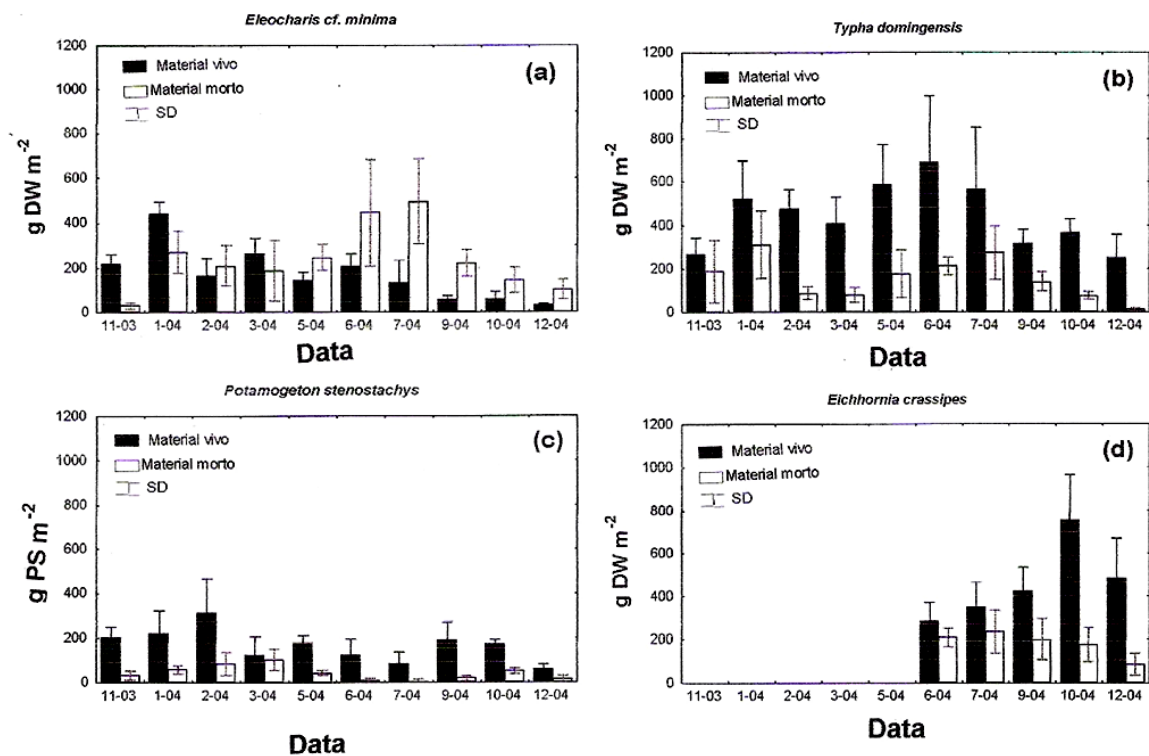


Figura 6.2: Flutuação de biomassa viva e morta de (a) *Eleocharis cf minima*; (b) *Typha domingensis*; (c) *Potamogeton stenostachys*; (d) *Eichhornia crassipes* durante o período de amostragem.

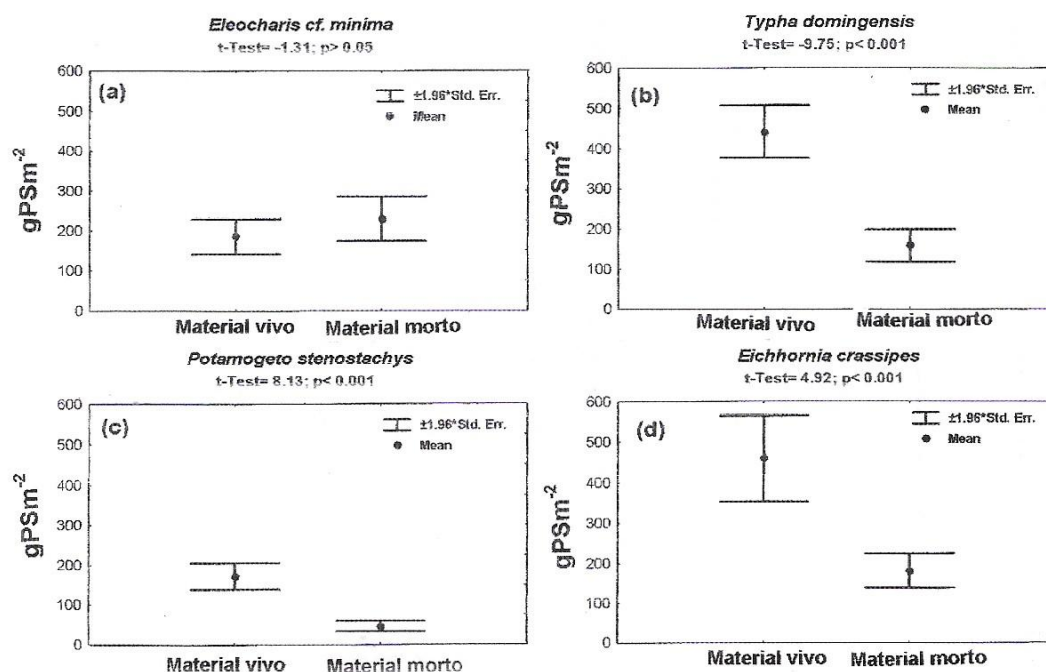


Figura 6.3: Média de biomassa de material vivo e de material morto de (a) *Eleocharis cf minima*; (b) *Typha domingensis*; (c) *Potamogeton stenostachys* and; (d) *Eichhornia crassipes* durante o período de amostragem.

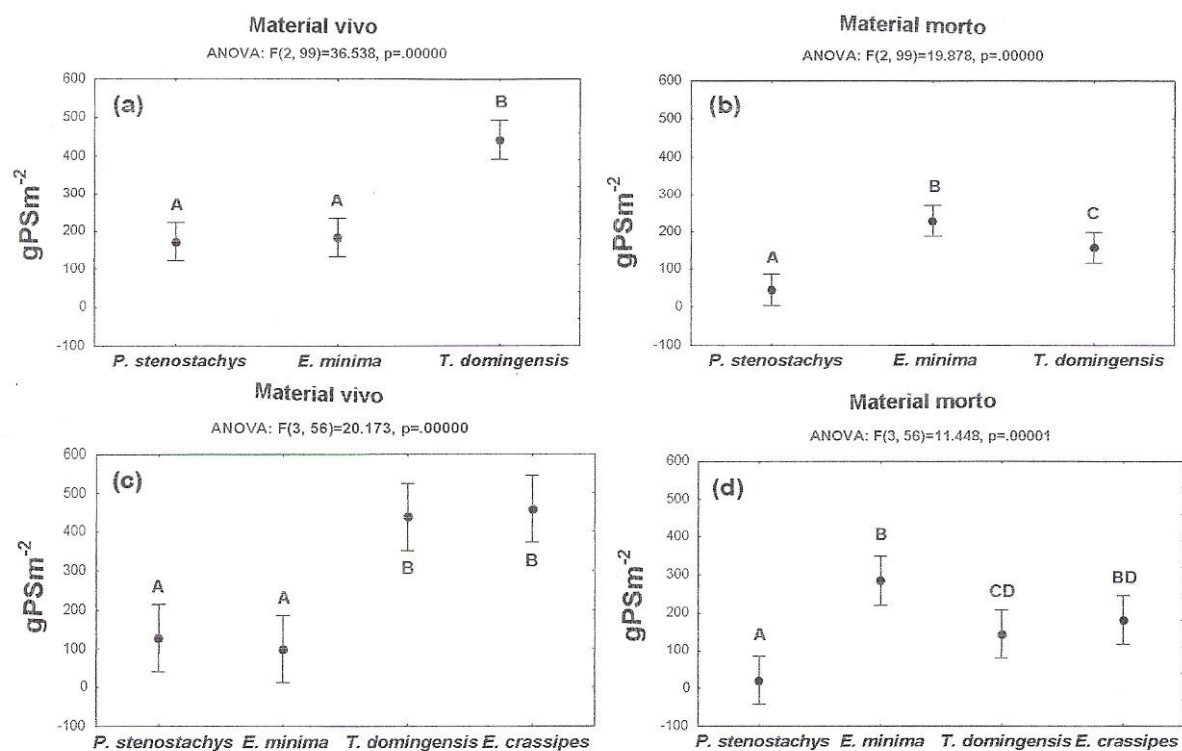


Figura 6.4: Análise de variância do material vivo e morto sem *E. crassipes* (a) e (b); e incluindo *E. crassipes* nas análises (c) e (d) respectivamente. Barras de erros representam 0,95 intervalo de confiança.

A figura 6.5 mostra a PPL acumulada das espécies. Após um ano, a PPL acumulada de *E. mínima* e *P. stenostachys* foi em torno de 600 gPS.m-2. No mesmo período, *T. domingensis* apresentou valores de PPL acumulada duas vezes maior. *E. crassipes* apresentou uma PPL acumulada de 677 gPS.m-2 num período de 165 dias. Houve diferença significativa entre a PPL das espécies (ANCOVA $F= 4.08$; $p< 0.01$), sendo que *T. domingensis* e *E. crassipes* foram as mais produtivas (Fig. 6.6).

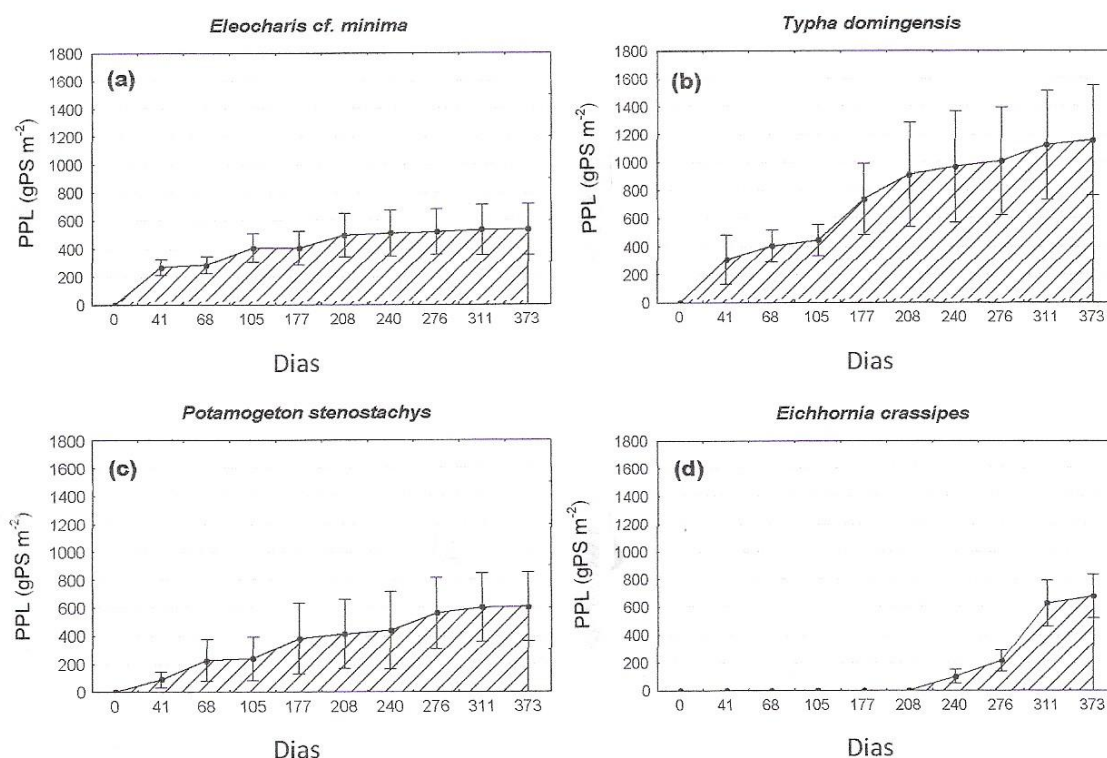


Figura 6.5: Produção primária líquida de (a) *Eleocharis cf minima*; (b) *Typha domingensis*; (c) *Potamogeton stenostachys* e (d) *Eichhornia crassipes*. Barras de erros representam o desvio padrão.

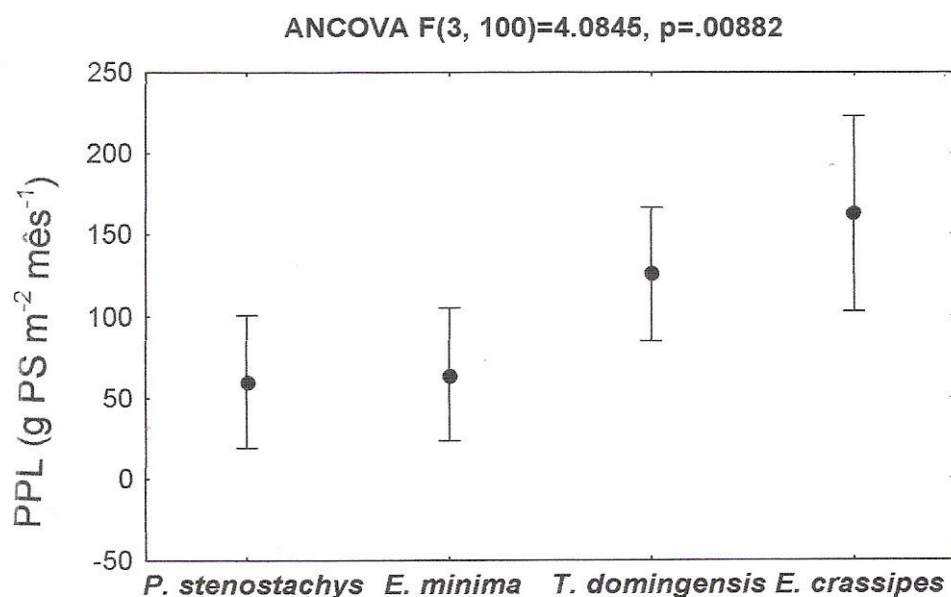


Figure 6.6: Média da produção primária líquida das espécies de macrófitas aquáticas durante o período de estudo. Barras de erro representam do desvio padrão ($\pm$ SD).

Decomposição

A taxa de decomposição diária de *P. stenostachys* ($k= 0.0711$) foi mais elevada do que *E. cf. mínima* ($k=0.0151$) e *T. domingensis* ($k= 0.0115$), e o tempo de decomposição estimado para essas espécies foram de 66, 303 e 402 dias respectivamente. (Fig 6.7). A taxa de decomposição de *P. stenostachys* foi significativamente diferente das outras espécies, apresentando um menor peso médio durante a decomposição (Fig. 6.7). A Fig. 6.8 mostra a diferença entre as taxas de decomposição e os teores de médios de carbono, nitrogênio e fósforo durante o processo de decomposição pela ANCOVA. O teor de carbono também foi significativamente menor em *P. stenostachys* durante a decomposição,

registrando um valor médio de 37.4% do peso seco, enquanto que o valor médio para *E. mínima* e *T. domingensis* foi de 44.4 e 42.5% do peso seco (Fig. 6.7b).

A espécie *P. stenostachys* apresentou os maiores valores médios para nitrogênio (1.71% PS) e fósforo (0.08%) durante a decomposição. *E. mínima* e *T. domingensis* não diferiram em relação aos valores médios para nitrogênio (1.19 e 1.14% respectivamente). Os valores médios para nitrogênio foram maiores em *T. domingensis* (0.03% PS) comparada a *E. mínima* (0.02% PS) durante a decomposição (Tukey: $p < 0.05$) (Fig. 6.7c e d).

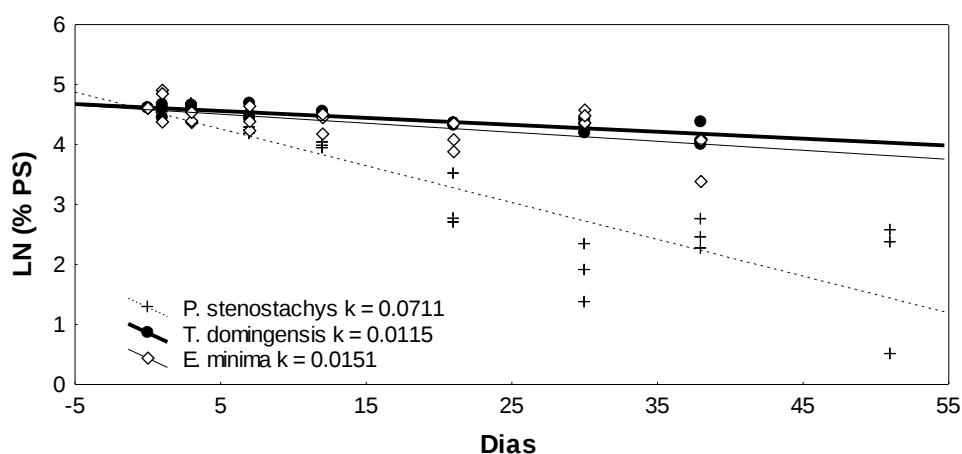


Figure 6.7: Taxa de decomposição diária das macrófitas aquáticas *P. stenostachys*, *T. domingensis* e *E. minima*.

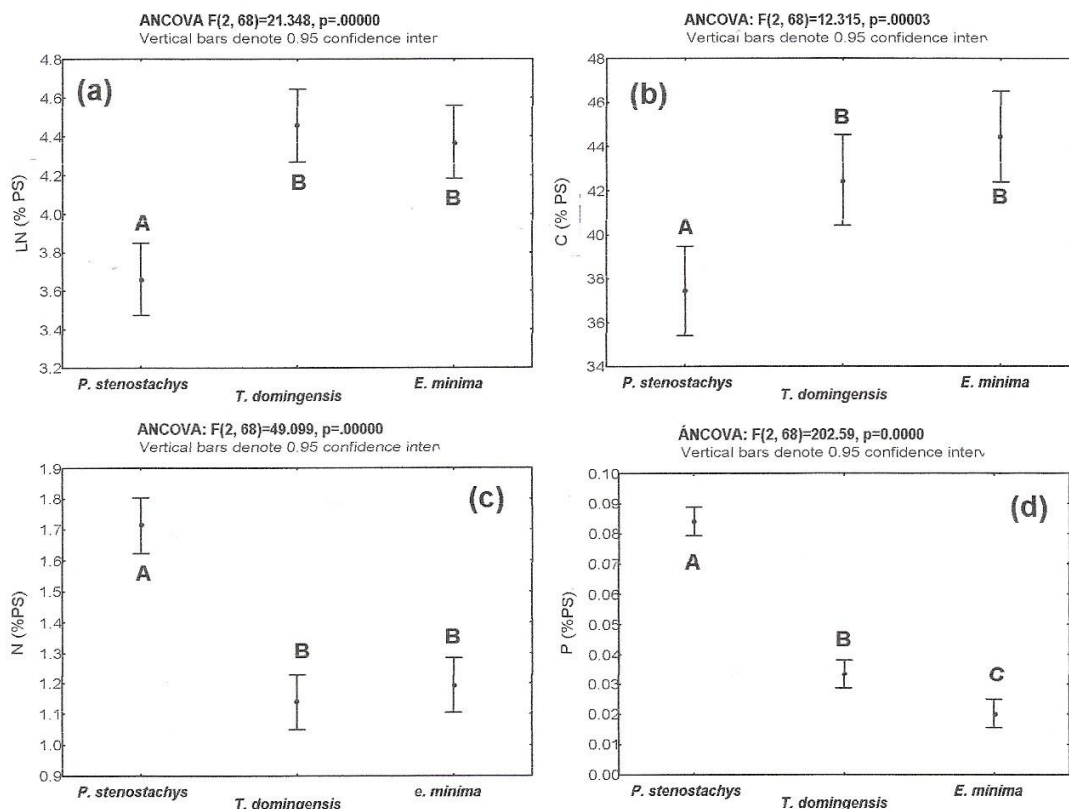


Figure 6.8: Análise de Covariância (ANCOVA) das espécies estudadas: logaritmo neperiano da porcentagem de peso seco (a); Carbono Orgânico (b); N-Kjeldahl (c) e Fósforo Total (d).

6.5-DISCUSSÃO

Um dos fatores determinantes para a existência de uma estação de crescimento definida é a variação do nível da água (Thomaz & Bini, 1999, Esteves & Camargo, 1995). No Brasil, especialmente na região Amazônica, a comunidade de macrófitas aquáticas apresenta uma estação de crescimento bastante definida, regulada pelo pulso de inundação. Em lagoas costeiras o nível da água é regulado principalmente pelos índices pluviométricos, afetando a sobrevivência da comunidade de macrófitas aquáticas desses ambientes durante

o período de baixo índice de pluviosidade e subsequente diminuição do nível da água (Esteves e Suzuki, 2008).

Diferente das outras espécies amostradas, a *E. cf. minima* não apresentou diferença significativa entre o material vivo e o morto. A partir de maio de 2004, os valores de biomassa do material morto foram superiores aos valores de material vivo, e este padrão persistiu até o final do período de estudo (Fig. 6.2 a).

Os menores valores de material morto foram observados para a macrófita *P. stenostachys*. Este padrão pode estar relacionado à elevada taxa de decomposição observada por esta macrófita. O material senescente rapidamente é perdido. As macrófitas *T. domingensis* e *E. crassipes* apresentam valores de biomassa viva iguais. Estas duas macrófitas apresentam um grande potencial de colonização dos ecossistemas aquáticos, podendo atrapalhar os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos (Pott & Pott, 2000, Marcondes et al, 2003).

A maior taxa de decomposição registrada para *P. stenostachys* pode ser explicada pela ausência de tecidos de sustentação, ricos em lignina e celulose, uma vez que a sustentação é fornecida pelo próprio meio aquático. Estudos realizados com macrófitas submersas indicam valores semelhantes ao observados neste estudo. Fonseca (2006) estudando o processo de decomposição da *Egeria densa* observou valores de taxa de decomposição $0,0834 \text{ dia}^{-1}$. Além disso, tanto a cutícula quanto a parede celular dessa espécie é reduzida para facilitar as trocas gasosas. O menor teor de carbono orgânico encontrado nessa espécie (Fig 6.7b) comprova a redução dos tecidos de sustentação.

As taxas de decomposição diária das duas macrófitas emersas foram semelhantes ($0,0115 \text{ dia}^{-1}$ e $0,0151 \text{ d}^{-1}$ para a *T. domingensis* e *E. minima*, respectivamente). A macrófita emersa *Typha domingensis* apresenta folhas muito lignificadas, rígidas e pouco palatáveis devido a grande proporção de material refratário (Gonçalves Jr et al., 2004), o que justifica uma taxa de decomposição mais lenta em relação a outros tipos ecológico de macrófitas como submersas e flutuantes. Bianchini Jr. (1999) relaciona a presença de grande proporção de material refratário ao detrito de macrófitas emersas com menores taxas de decaimento.

A sequência de perda de biomassa no processo de decomposição é influenciada por processos depletivos (o nutriente é liberado durante a decomposição da matéria orgânica) ou acumulativos (o nutriente é incorporado pela atividade microbiana), que ocorrem simultaneamente (Bianchini Jr, 1999, Cunha Santino & Bianchini Jr., 2008). Assim, nem sempre a perda de um nutriente é diretamente proporcional à queda dos valores de peso seco e sua concentração pode aumentar ou diminuir durante o processo de decomposição. Evangelista et al. (2009) observou que na fase inicial da decomposição das macrófitas aquáticas, os teores de carbono e fósforo explicam melhor o processo de decomposição. No entanto, em detritos parcialmente decompostos, o nitrogênio passa a ser limitante ao processo de decomposição. Nesta fase, a quantidade de nitrogênio assume o importante papel na decomposição. As concentrações de nitrogênio e fósforo no detrito em decomposição da macrófita *P. stenostachys* foi significativamente maior que o valor observado nas macrófitas emersas *T. domingensis* e *E. minima*. Aliado a menor concentração

de carbono, estas maiores concentrações de N e P na *P. stenostachys* contribui para a diferenciação na taxa de decomposição das macrófitas emersas da submersa, em função da maior qualidade nutritiva do detritos.

6.6- CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste estudo mostram que as macrófitas emersas apresentam produção primária mais elevada que a macrófita submersa. A macrófita *E. minima* é pouco resistente à redução do nível de água. Desta forma, nos períodos de menor pluviosidade (junho – outubro) ocorre redução da biomassa viva. A macrófita submersa apresenta concentrações de nitrogênio e fósforo no detrito mais elevado que as macrófitas emersas, enquanto a concentração de carbono do detrito é mais elevada nas emersas que na submersa. Estas concentrações de nutrientes parecem ser importantes na ciclagem de carbono. Desta forma, podemos inferir que devido às características fisiológicas, a *P. stenostachys* contribui de forma mais acelerada na ciclagem do carbono que as outras macrófitas estudadas.

7-DISCUSSÃO FINAL

As lagoas costeiras do norte fluminense estão geologicamente embasadas sobre depósitos flúvio-marinhos de origem quaternária (Lamego, 1945). Além disso, as lagoas apresentam outra característica em comum: a presença da macrófita *Typha domingensis* Pers (Typhaceae) que coloniza suas margens e funcionam filtrando e retendo os materiais que chegam provenientes da bacia de drenagem.

Outras macrófitas são encontradas na região colonizando os ambientes aquáticos e que apresentam uma grande contribuição no processo produção primária. No alagado estudado, o maior estoque de carbono está localizado na *T. domingensis*. Este dado evidencia a importância das regiões marginais dos ambientes aquáticos, como ambiente que contribui para o seqüestro de carbono.

As macrófitas modificam e afetam fortemente a dinâmica do ecossistema aquática, através de seu processo de produção primária e decomposição (Esteves, 1998). Os valores de biomassa mostram que a contribuição destes produtores primários é importante na formação da cadeia de detritos. Estes resultados também foram observados por Santos e Esteves (2002).

Comparativamente, as macrófitas emersas, por apresentarem maior lignificação em seus tecidos vegetais, apresentam menor taxa de decomposição. Neste estudo, a taxa de decomposição foi menor para a macrófita submersa *P. stenostachys* seguido da *E. mínima* e *T. domingensis*. Embora as macrófitas emersas produzam mais biomassa, as macrófitas submersas contribuem de forma mais acelerada na ciclagem do carbono que as outras macrófitas estudadas.

A região norte fluminense vem sofrendo sucessivos períodos de seca intensa, especialmente nos meses de julho a setembro. A seca tem o efeito de reduzir a produção primária e, conseqüentemente, reduzir a assimilação de carbono.

O ciclo sazonal de água e a variação entre o crescimento e morte da macrófita variando em função do nível d'água é mais uma evidência que as macrófitas são dependentes do nível de água e, a variação do nível de água pode ser utilizada como ferramenta de controle das populações de macrófitas (Thomaz e Bini, 1999). Nos ecossistemas na região, especialmente a lagoa do campelo, as macrófitas apresentam crescimento exagerado, atrapalhando a navegação de barco dos

pescadores locais. No entanto, estas macrófitas são importantes como fonte de abrigo e alimentação para os peixes. Redução do nível de água de um ambiente natural também não parece ser uma solução viável. O manejo adequado destes ambientes, o estudo das fontes de eutrofização e controle da entrada de água pode representar uma melhoria no ambiente.

Um importante compartimento do carbono nos ambientes aquáticos é o carbono orgânico dissolvido (COD). É constituído por vários compostos, muitos ainda desconhecidos, sendo que os principais já identificados são dos carboidratos, lipídios e compostos húmicos, os quais são os mais abundantes representando em média 50% do total. (Vidal et al, 2005). Esteves (1998) lista os diferentes papéis do COD nos ecossistemas aquáticos:

- a) Fonte de energia para as bactérias e algas cianofíceas, sendo importante na cadeia alimentar.
- b) Atuação como agente de interferência na fotossíntese dos organismos aquáticos, devido a atenuação da luz.
- c) Importante agente complexador de metais, notadamente os metais pesados (Cd, Zn, Cu, Ni, Pb, Mn, Mg, Cr). Um vez complexados os metais são precipitados no sedimento possibilitando a utilização da água para o abastecimento.
- d) Fonte de vitamina para o crescimento de algas e bactérias.
- e) Presença de compostos tóxicos eliminados por algas que podem apresentar problemas estéticos à água (mau cheiro, sabor desagradável) e problemas de saúde pública (eliminação de cianotoxinas).

A utilização da característica cromófora destes compostos para determinar a fonte é uma forma de avaliar a contribuição da vegetação da bacia de drenagem na composição do carbono orgânico dentro do ecossistema (Azeredo, 2006, Fernandes 2008). As macrófitas emersas apresentam constituição química semelhante às plantas terrestre, pois é necessária a presença de estruturas de sustentação lignificadas para manter o vegetal ereto. Desta forma, a característica cromófora das

macrófitas aquáticas emersas é semelhante à vegetação terrestre. O alagado e as regiões marginais das lagoas da região são ambientes de transição e acumulam grandes quantidades de COD lixiviado da bacia de drenagem. Carpenten *et al.* (2005) mostram que o COD proveniente dos ecossistemas terrestres fornecem subsidio para a cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos.

De forma geral, os estudos em ecossistemas aquáticos dão pouco enfoque ao estoque de carbono nos tecidos das macrófitas aquáticas (Esteves, 2006). Em geral as pesquisas procuram avaliar os estoques de nitrogênio e fósforo bem como seu estoque em diferentes compartimentos (Chagas e Suzuki, 2005).

Alguns estudos mostram que com o aumento na concentração de nutrientes no meio ocorre troca de substratos utilizados por alguns organismos envolvidos no processo de degradação da matéria orgânica (Sinsabaugh *et al.* 2004, Esteves, 2006). Essa comunidade microbiana inicia a degradação preferencial de compostos celulósicos, ricos em matéria orgânica lábel, não decompondo assim compostos lignificados (DeForest *et al.*, 2004; Gallo *et al.*, 2004). A lignina permanece no sedimento e enriquece-o em carbono, favorecendo a manutenção do estoque deste nutriente no sedimento.

Além disso, o potencial de produção de biomassa macrofítica pode ser utilizado em programas de gerenciamento das áreas alagáveis do Norte Fluminense, e com o manejo dos bancos das macrófitas aquáticas, especialmente de *T. domingensis*, mitigar o processo de eutrofização artificial e o sequestro de carbono.

A variação do nível de água é um importante fator de modificação da dinâmica das macrófitas aquáticas. No alagado da lagoa do Campelo, antes de 2005, não apresentava áreas com água livre. Toda a área do alagado era ocupado pelas macrófitas emersas *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* (Fig 7.3 e 7.4). No final de 2005 início de 2006 ocorreu um período chuvoso atípico, com baixos índices de pluviosidade, promovendo uma redução drástica do nível de água. Consequentemente, a biomassa da macrófita *Eleocharis acutangula* foi reduzida, chegando a desaparecer do ambiente. O início do reestabelecimento desta macrófita

se deu após 4 anos (início de 2009). No entanto, a colonização ainda era inferior a observada em 2005.

Thomaz e Bini (1998) observaram que a redução do nível de água na represa de Itaipú, após um período prolongado de seco, promoveu a redução da biomassa de macrófitas no ambiente. Esta prática pode auxiliar o controle do crescimento de macrófitas em represas. No entanto, estas secas sazonais mais prolongadas que o normal podem modificar a dinâmica do sistema, promovendo a substituição ou desaparecimento de espécies, acelerando a taxa de decomposição e liberando nutrientes que estavam no tecido das macrófitas aquáticas em decomposição.



Figura 7.3: imagem do alagado em no período chuvoso 2005 mostrando a densa colonização de *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*.



Figura 7.4: imagem do alagado no período chuvoso de 2008 mostrando redução dos bancos de *Typha domingensis* e a ausência de *Eleocharis acutangula*. A vegetação baixa é formada pelo pasto inundado.

8-CONCLUSÕES:

De forma geral, podemos concluir que as macrófitas aquáticas apresentam um papel central na dinâmica do carbono nos ecossistemas aquáticos.

As macrófitas emersas apresentam uma produtividade maior que as macrófitas submersas. A o tecido mais lignificado das macrófitas emersa, o acesso a luz direta e CO₂ atmosférico podem favorecer a esta maior produtividade das macrófitas emersas.

No alagado estudado, devido seu menor tamanho comparado com as lagoas da região, foi observado que a macrófita é o principal compartimento estocador de carbono, quando comparado à coluna d'água e sedimento.

Não foi possível estimar a contribuição das macrófitas aquáticas que colonizam as regiões marginais das lagoas de Carapebus e Comprida em relação ao total. No entanto, estas macrófitas representam uma importante compartimento nestas lagoas.

Em geral, as macrófitas aquáticas são suceptíveis às variações sazonais do nível de água. Os três trabalhos mostram de diferentes formas que a variação do nível de água afeta a produtividade e o acúmulo de biomassa nos sistemas aquáticos.

Os dados indicam que há a necessidade de realizar estimativas que incluam produção das macrófitas nos cálculos de balanço de carbono nos ecossistemas aquáticos da região.

A redução do nível de água seja natural ou por drenagem realizada para evitar inundações ou utilizar a área anteriormente ocupada por um alagado, reduz ou elimina a colonização de macrófitas aquáticas. A prática de drenar os alagados é bastante comum na região. Estudos de escala regional, mapeando as áreas alagadas e suas fontes de água devem ser realizadas para estimar a área total ocupada por estes ambientes, à área ocupada por macrófitas e estimar o balanço de carbono regional realizado por esta comunidade.

A taxa de decomposição foi mais acelerada na macrófita submersa em relação as emersas. Os valores de nitrogênio e fósforo foram significativamente maiores na *P. stenostachys* que o observado nas macrófitas *T. domingensis* e *E. minima*.

Os dados permitem concluir que os alagados e áreas marginais são importantes na manutenção da integridade do sistema, retém os nutrientes e fixa o carbono para a utilização nas cadeias alimentares aquáticas.

Desta forma, podemos aceitar a hipótese de que as macrófitas interferem de forma decisiva no processo de de ciclagem de carbono através dos processos de produção primária e degradação de biomassa.

9-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ALBERTONI, E. F.; PRELLVITZ, L. J. PALMA-SILVA, C.(2007) Macroinvertebrate fauna associated with Pistia stratiotes and Nymphoides indica in subtropical lakes (south Brazil). Braz. J. Biol. vol.67 no.3p.
- ALLEN, S.E. 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- AMADO, A. M. ; COTNER, J. B. ; SUHETT, A. L. ; ESTEVES, F. A. ; BOZELLI, R. L.; FARJALLA, V. F. (2007) Contrasting interactions mediate dissolved organic matter decomposition in tropical aquatic ecosystems. Aquatic Microbial Ecology, v. 49, p. 25-34.
- AMADO, A. M.; ESTEVES, F. A. ; BARROS, M. P. F. ; SANTOS, A. M. (2005). Short-term and seasonal effects of water level variations on Eleocharis interstincta (VAHL) nutrient content in a tropical coastal lagoon. Acta. Limnologia Brasiliensia, Brasil, v. 17, n. 1, p. 91-99.
- AMADO, A.M. (2008) Dinâmica do processo de foto-degradação da matéria orgânica dissolvida em ecossistemas aquáticos tropicais. Tese. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 159p.
- AMADOR, E. S. (1985) Lagunas Fluminenses: classificação com base na origem, idade e processos de evolução. An. Acad. Bras. Ciênc., v.57 526-527p.
- AMEZAGA, JM.; SANTAMARÍA, L. GREEN A. J.(2002) Biotic wetland connectivity—supporting a new approach for wetland policy. Acta Oecologica 23 (3): 213-222.
- AZAM, F.; SMITH, D.C.; STEWARD, G.F. & HAGSTRÖN, A.(1993) Bacteria - Organic matter coupling and its significance for oceanic carbon cycling. Microbial Ecology, vol. 28 p.167 - 179.
- AZEVEDO, W. C. S. (2006). Óptica Inerente de cinco sistemas aquáticos continentais no norte do estado do Rio de Janeiro: Uma avaliação intersistemica. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes RJ. 117p

- BARNES, R.S.K. (1980). Coastal lagoons, the natural history of the neglected habitat. Cambridge University Press. Cambridge. 106p.
- BARTLETT, K.B, HARRIS, R. (1993) Review and assessment of methane emission from wetlands. *Chemosphere* 26, 261-320.
- BASTVIKEN, D. COLE, J., PACE, M., TRANVIK, L.(2004)Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 18. p Gb4009.
- BERGSTRÖM, I., MÄKELÄ, S., KANKAALA, P., KORTELAINEEN, P. (2007) Methane efflux from littoral vegetation stands of southern boreal lakes: An upscaled regional estimate. *Atmospheric Environment* v. 41, no. 2, p.339-351.
- BIANCHINI Jr, I. (1999). Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: M. L. M. Pompêo. (Org.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. 1 ed. São Luís, Maranhão: Gráfica e Editora União, 1999, v. 1, p. 21-43.
- BIANCHINI Jr, I. (2003) Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M.. (Org.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. 1 ed. Maringá: v. 1, p. 85-126.
- BIANCHINI Jr, I. ; ROCHA, M. G. B. ; TOLEDO, A.P.P(1988) . Estudo do fluxo de detritos a partir da decomposicao de macrófitas aquáticas na represa do Lobo (Broa): *Nymphoides indica*. In: J. G. Tundisi. (Org.). *Limnologia e Manejo de Represas. Série: Monografias em Limnologia*. 1 ed. São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACISEP, v. 1, p. 118-138.
- BIANCHINI Jr, I.; CUNHASANTINO, M B. 2008 As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, p. 20-29,
- BIANCHINI JR., I.; ANTÔNIO, R. M. (2003). The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. *Brazilian Journal of Biology*, v. 63, n. 2, p. 195-205

- BOLPAGNI,R., PIEROBON,E., LONGHI,D., NIZZOLI, D., BARTOLI,M. , TOMASELLI, VIAROLI, P.(2007) Diurnal exchanges of CO₂ and CH₄ across the water–atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). *Aquatic Botany*. v.87, no. 1,p.43-48.
- BOODE, A.; ALVAREZ- OSSORIO, M. T., VARELA, M. (2006) Phytoplankton and macrophyte contributions to littoral food webs in the Galician upwelling estimated from stable isotopes. *Mar Ecol Prog Ser* vol. 318, p. 89–102.
- BORGES, AC. (2007)Avaliação da remoção e transporte do herbicida ametrina em sistemas alagados construídos. Tese. Escola de engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. 134p.
- BRENNER, M; HODELL, D. A, LEYDEN, B. W., CURTIS, J. H., KENNEY, W. F., GU, B. AND NEWMAN, J. M.(2006) Mechanisms for Organic Matter and Phosphorus Burial in Sediments of a Shallow, Subtropical, Macrophyte-Dominated Lake. *Journal of Paleolimnology*. 2006 v. 35, no.1 129-148p.
- BRIX, H. (1995) Use of subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment – an overview. *Natural and constructed wetlands for wastewater treatment and reuse- Experiences, goals and limits* 103-111.
- BULLOCK, A., ACREMAN, M. (2003) The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth system sciences*. 2003. Vol. 7,no. 3 p. 358-359.
- BURGIN, AJ., HAMILTON, S. K.(2007) Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment*: Vol. 5, No. 2, pp. 89-96.
- CAMARGO, A. F. M. (1991) Dinâmica do nitrogênio e do fósforo em uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu (Lagoa do Mato, SP).Tese PPG/ERN. UFSCar, SP. 204p.
- CAMARGO, AFM; ESTEVES, FA (1995). Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T.. (Org.). *LIMNOLOGY IN BRAZIL*. SAO PAULO:

- ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS/SOC. BRAS. LIMNOLOGIA, p. 137-149.
- CAMARGO, F. A. O. ; GIANELLO, C. Ao ; TEDESCO, M. J. ; VIDOR, C. . Nitrogênio Orgânico do Solo. In: Santos, G.A & Camargo, F.A.O.. (Org.).(1999) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 1 ed. Porto Alegre - RS: Genesis Edições, p. 117-138.
- CAO, M., MARSHALL, S., GREGSON, K. (1996) Global Carbon exchange and methane emission from natural wetlands: application of a process based model I. J. Geophys. Res. 101 (D(9)), 14399-14414.
- CARMOUZE, J. P. (1994) Metabolismos dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. 1ed. São Paulo: Edgard Blucher/Fapesp. 254p
- CARPENTER, SR., COLE, JJ., PACE, M.L., VAN DE BOGERT,M., BADE,D.L, BASTVIKEN, D., GILLE, C. M., HODGSON, J.R., KITCHELL, J. F., KRITZBERG,E.S.(2005) Ecosystem subsidies: terrestrial support of aquatic food webs from 13c addition to contrasting lakes. Ecology, vol.86, no.10, pp. 2737–2750.
- CARR, G. M. , DUTHIE, H. C. , TAYLOR, W. D. (1997) Models of aquatic plant productivity: a review of the factor that influence growth. Aquatic Bot. 59 195-215p.
- CARRILLO, Y., GUARÍN, A., and GUILLOT, G (2006) Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia) Aquatic Botany Volume 85, Issue 1, July 2006, Pages 7-15.
- CASAGRANDA, C., DRIDIC, M. S. and BOUDOURESQUEA,C.F.(2006) Abundance, population structure and production of macro-invertebrate shredders in a Mediterranean brackish lagoon, Lake Ichkeul, Tunisia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 66, (3-4), p 437-446

- CASPER, P. (1992) Methane production in lakes of different trophic state. Arch.Hydrobiol. Beith. Ergebn. Limnol. vol. 37 p.149-154.
- CASPER, P.; MABERLY, S. C., HALL, G. H. ; FINLAY, B. J. (2000) Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. Biogeochemistry vol. 49 n. 1 Pag 1-19
- CASSATTI, L., MENDES, HF. and FERREIRA, KM. (2003) Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. = Rev. Bras. Biol., vol. 63, no. 2, p. 213-222.
- CHAGAS, GG. SUZUKI, M.S. (2005) Seasonal Hydrochemical Variation in a Tropical Coastal Lagoon (Açu Lagoon, Brazil) Braz. J. Biol., vol. 65, no. 4. p.597-607.
- CHAGAS, GG., FONSECA, MN., SUZUKI, MS. (2008) Primary production of *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) in a coastal lagoon with high biogenic turbidity. Acta Limnol. Bras., vol. 20, no. 4, p. 353-358.
- CHAGAS, GG., FONSECA, MN., SUZUKI, MS. (2008) Primary production of *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) in a coastal lagoon with high biogenic turbidity. Acta Limnol. Bras., vol. 20, no. 4, p. 353-358.
- CHANTON, K J. P.(2005) The effect of gas transport on the isotope signature of methane in wetlands. Organic Geochemistry. vol. 36, n. 5, p. 753-768.
- CHIMNEY, M.J.; PIETRO, K.C.(2006) Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA) Ecological Engineering Vol. 27, nº4, 301-321p.
- CHIN, K. J., LUEDERS, T., FRIEDRICH, M. W., KLOSE, M. CONRAD, R. (2004) Archaeal Community Structure and Pathway of Methane Formation on Rice Roots. Microbial Ecology, vol. 47, n. 1p. 59-67.
- CIDE.(1997) Estado do Rio de Janeiro- Território Secplan, Rio de Janeiro. 78p.
- CLAIR, T.A., ARP, P., MOORE, T.R., DALVA, M., MENG, F.R.(2002) Gaseous carbon dioxide and methane, as well as dissolved organic carbon losses from a

small temperature wetland under a changing climate. *Environmental Pollution* vol. 116 pp. S143–S148

COLE, J. J., PRAIRIE, Y. T., CARACO, N. F., MCDOWELL, W. H., TRANVIK, L. J., STRIEGL, R. G., DUARTE, C. M., KORTELAJINEN, P., DOWNING, J. A., MIDDELBURG, J. J. AND MELACK, J. (2007) Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems*. Vol. 10, n. 1 p.172-185

COLE, J.J., CARACO, N.F., KLING, G.W., KRAATZ, T.K (1994) Carbon –Dioxide Supersaturation In The Surface Waters Of Lakes. *Science*, v. 265, p. 1568-1570.

CRONIN, G.; LEWIS JR., W. M.; SCHIEHSE (2006) M. A. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany* 2006. vol. 85, n. 1, p. 37-43

CUNHA – SANTINO, M.B, BIANCHINI JR, I. (2006) The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnol. Bras.* 2006. vol.18 n.3 p.321-334.

CUNHA-SANTINO, M B ; BIANCHINI Jr, I. (2008), Humic substances cycling in a tropical oxbow lagoon (São Paulo, Brazil). *Organic Geochemistry*, v. 39, p. 157-166.

DA SILVA, ESTEVES, F. A. (1993) biomass of three macrophytes in the pantanal of the Mato Grosso, Brazil. *Int. J. Ecol. Envir.* 19:11-22.

DETTLING, MD., YAVITT, JB., ZINDER, SH. (2006) Control of organic carbon mineralization by alternative electron acceptors in four peatlands, central New York state, USA. *Wetland*, vol. 26 no. 4. p. 917-927.

DIAS, GTM, SILVA, C.G.(1984) Geologia dos depósitos arenosos costeiros emersos- exemplos ao longo do litoral fluminense. In: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R. Turcq, B.(orgs) *Restingas, origem, estrutura e processos*, CEUFF, Niterói, p47-60.

- DING, W. CAI, Z., TSURUTA, H. (2005) Plant species effects on methane emissions from freshwater marshes *Atmospheric Environment*, , vol. 39, n. 18, p. 3199-3207.
- DODDS, W. K., BIGGS, B. J. F.(2002) . Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture *Journal of the North American Benthological Society* 21: 2-15.
- DOWNING, J. A.; PRAIRIE, Y. T.; COLE, J. J.; DUARTE, C. M.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; MCDOWELL, W. H.; KORTELAINE, P.; CARACO N. F.; MELACK, J. M.; MIDDELBURG , J. J.(2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.*, V.51 no. 5,p. 2388–2397
- DUAN, X., WANG, X., MU, Y, OUYANG, Z. (2005) Seasonal and diurnal variations in methane emissions from Wuliangsu Lake in arid regions of China. *Atmospheric Environment*, vol. 39, n.25, p.4479-4487.
- DUBOIS, M., GILES, K.A., HAMILTON, J.K. (1956) Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, Washington,. v. 28, n. 3,p. 350-356.
- ENGELHARDT , K. A. M.; RITCHIE, M. E. (2001) Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, 441: 687-689
- ENRICH- PRAST, A; ESTEVES, F.A., BREVES, A R (2002) Variation of niometric parameters and C, N and P concentrations of *Oryza Glumaepatula* at diferent depths of an amazonian lake impacted by bauxite tailings (Lake Batata, Pará, Brazil). *Baz. J. Biol*, 62 (2) 85-92.
- ESTEVES, B. S ; TAOUIL, A. ; SUZUKI, M. S. (2005) Nutrient composition of macroalgae and macrophytes of the Açú lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil.. *Acta Limnologica Brasiliensis* 17(3): 233-244.

- ESTEVEES, B. S. (2009) Efeitos de estresses abióticos sobre *Typha domingensis* PERS. em lagoas costeiras da Região Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 120p
- ESTEVEES, B. S. ; ALEX ENRICH-PRAST ; SUZUKI, M. S.(2008). Allometric relations for *Typha domingensis* natural populations. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 20, p. 305-311.
- ESTEVEES, B. S; SUZUKI, M. S. (2008)*Typha domingensis* Pers. subject to interactions among water level and fire event in a tropical lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*,v. 20, p. 227-234.
- ESTEVEES, B.S. (2006) Biomassa e produtividade primária de macrófitas aquáticas. Campos dos Goytacazes. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 2008. 72p.
- ESTEVEES, F. A. ; CALIMAN, A. ; SANTANGELO, J. M. ; GUARIENTO, R. D. ; FARJALLA, V. F. ; BOZELLI, R. L. (2008) . Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 631-637.
- ESTEVEES, F.A.(1998) Fundamentos de Limnologia, 2nd ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998
- EVANGELISTA, HBA; Padial, AA; Thomaz, SM (2009) Decomposition of aquatic macrophytes: an inter-specific approach using model selection and multi-model inference. *Acta Limnol. Bras.*, vol. 21, no. 2, p. 185-191.
- FARJALLA, V. F. ; AMADO, A. M. ; LAQUE, T. ; FARIA, B. M. ; ESTEVES, F. A. (2004). O Estado da Arte e Perspectivas do Estudo das Bactérias Planctônicas nas Lagoas da Restinga de Jurubatiba. *Pesquisa de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. 1 ed. Rio de Janeiro: RiMa editora, 2004, v. 1, p. 255-272.
- FARJALLA, V. F.; CIMBLERIS, A. ; PRAST, A. E. ; ESTEVES, F. A. (2006) . Bacterial Growth and DOC consumption in a Tropical Coastal Lagoon

- (Imboassica Lagoon, Macaé-RJ, Brazil). Brazilian Journal of Biology, Brazil, v. 66, n. 2, p. 383-392.
- FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C. ; ESTEVES, F. A. (1999) Aspects of the uptake of dissolved oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11, p. 185-193,.
- FASSBENDER, H. W. (1973), Simulate P-Bestimmung in N-Kjeldahl Ausfischlung von Bodenproben. *Die Phosphorsäure*, 30, 44-53.
- FERNANDES, T.B.(2008) *Matéria Orgânica Dissolvida Cromófora em Cinco Ecossistemas Aquáticos: Avaliação Sazonal, Óptica-Limnológica (Sistêmica, Intersistêmica E Polissistêmica). Campos dos Goytacazes. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 2008. 93p.*
- FERNANDES, VO., ESTEVES, FA.(2003) The use of indices for evaluating the periphytic community in two kinds of substrate in Imboassica lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol. = Rev. Bras. Biol.* vol. 63, no. 2, p. 233-243.
- FERNÁNDEZ-ALAEZ, M; FERNÁNDEZ-ALAEZ, C.; RODRÍGUEZ, S.(2002) Seasonal changes in biomass of charophytes in shallow lakes in the northwest of Spain. *Aq. Bot.* 72: 335-348.
- FERRY, J. G.(1999) . Enzymology of one –carbon reaction in methanotrophic pathways. *FEMS Microbiological Reviews*. Vol. 23, p12-38.
- FIDERJ (1978) Indicadores climatológicos do estado do rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Série SIPE,155p.
- FONSECA, A.L.S; MINELLO, M; MARINHO, C.C.; ESTEVES,F.A. (2004) Methane concentration in water column and in pore water of a coastal lagoon (Cabiúnas lagoon, Macaé, RJ, Brazil). *Braz. arch. biol. technol.*, vol.47, n.2, p. 301-308.
- FONSECA, MN (2006) *Decomposição da macrófita aquática submersa Egeria densa (Hydrocharitaceae) num ecossistema aquático tropical. Monografia - Universidade Estadual do Norte Fluminense. 42p*

- FONSECA, MN (2008) Crescimento da macrófita aquática *E. densa* na presença de competidores e sob a influência artificial de nutrientes em condições semi-controladas. Dissertação. Campos dos Goytacazes. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 2006.117p.
- FOX, SE ; STIEVE, E ; VALIELA, I; HAUXWELL, J; MCCLELLAND, J. (2008) Macrophyte abundance in Waquoit Bay: Effects of land-derived nitrogen loads on seasonal and multi-year biomass patterns. *Estuaries and Coasts*. Vol. 31, no. 3, pp. 532-541
- FREESZ, G.M.A.(2007) Produção de biomassa e decomposição de folhas de *Typha domingensis* Pers na Lagoa do Campelo, RJ. Campos dos Goytacazes. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 64p.
- FROEND, R. H. & MCCOMB, A. J. 1994, Distribution, productivity and reproductive phenology of emergent macrophytes in relation to water regimes at wetlands of south-western Australia. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 45, 1491-1508.
- FURTADO, A. L. S.; CASPER, P. ; ESTEVES, F. A.(2002) . Methanogenesis in an impacted and two dystrophic coastal lagoons (Macaé, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Brasil, v. 45, n. 2, p. 195-202, 2002.
- GNAIGER, E., BITTERLICH, G.(1984) Proximate biochemical composition and caloric contentcalculated from elemental CHN analysis: a stoichiometric concept. *Oecologia* 1984, vol.62. p.289-298.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R.S. AND OHSNTAD, M. A.M. (1978) Methods for chemical analysis in freshwaters. Boston: Blackwell,. 214p.
- GONÇALVES JR, F. J.; ESTEVES, F. A.(2004). The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* an *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization in a brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia* vol. 527, pp. 125-137.
- GONZÁLEZ,F.,U.T; HERRERA-SILVEIRA, J.A, AGUIRRE-MACEDO, M. L. (2008), Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of

the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 76, no. 2, p.418-430.

GONZALVES Jr.; SANTOS.AM, ESTEVES, F. A. (2004) The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia* 527: 125-137.

GRAÇA, M. A.S. (2001) Leaf Litter Processing and Invertebrates: The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams - a Review. *International Review of Hydrobiology* 86 (4-5), P. 383 – 393.

GRAN, G. (1952) Determination of equivalent point in potentiometric titration. Part II. *Analyst*, 1952, vol. 77, no. 920, p. 661-671.

GRÜNFELD, S, BRIX, H. (1999) Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquatic Bot.* 64: 63-75.

HEFTING, M., CLÉMENT, J.C., DOWRICK, D., COSANDEY, A.C., BERNAL, S., CIMPIAN, C., TATUR, A., BURT, T.P., PINAY G. (2004) Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. *Biogeochemistry* v. 67, no. 1, p.113-134

HOENE, F. C. (1948) Plantas aquáticas. São Paulo, Secretaria de Agricultura de São Paulo, 167p.

HOLZAPFEL-PSCHORN, A., CONRAD, R., SEILER, W., (1985) Production, oxidation and emission of CH₄ in rice paddies. *FEMS Microbiology and Ecology* vol. 31p.343-351.

JUNK, W. J., PIEDADE, M.T.F. (1993) Biomass and primary production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. *Hidrobiologia*, vol.263 p.155-162.

- KLUMPP, A. BAUER, K., FRANZ-GERSTEIN, C. MENEZES, M. (2002) Variation of nutrients and metal concentration in aquatic macrophytes along the rio cachoeira in Bahia (Brazil). *Environ. Intern.* 28: 165-171.
- LAMEGO, A. R. (1955) Geologia da quadrícula de Campos, São Tomé, Lagoa Feia e Xéxé. *Bol. Div. Geol. Min.*, 154: 1-60.
- LANNES, L.S. (2002) Hidroquímica do Sistema alagado urbano Vigário -Taquaruçu, Campos dos Goytacazes, RJ.Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes,. 100 p.
- LI,C. QIU, J, FROLKING, S., XIAO,X, SALAS, W., MOORE, B, BOLES, S; HUANG, Y. SASS, R. (2002) Reduced methane emissions from large-scale changes in water management of China's rice paddies during 1980–2000. *Geophysical Research Letters*, vol. 29, no. 0,X1- X6.
- LINDAU, C.W., BOLLIICK, P. K., DELAUNE, R. D, MOISER, A.R, BRONSON, K.F (1993), Methane mitigation in flooded Louisiana rice fields. *Biol. Fertil Soils* 1993: 15: 174-178.
- LOWRY, O.H., ROSEBROUGH, N.J., FARR, A.L., RANDALL, R.J. (1951) Protein measurement with the folin reagent. *J. Biol. Chem.*, , vol.193, p.265-275.
- MACPHERSON, G.L. (2009) CO₂ distribution in groundwater and the impact of groundwater extraction on the global C cycle. *Chemical Geology*. vol. 264 p.328–336
- MARCONDE, DAS; MUSTAFÁ, AL; TAMAKA; RH (2003) Estudo para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M.. (Org.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. 1 ed. Maringá: v. 1, p. 299-317.
- MARINHO, C.C.(2004). Metanogênese regulada por macrófitas aquáticas e pela alteração brusca do nível d'água e salinidade em duas lagoas costeiras da região Norte Fluminense, Macaé, RJ.. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas (Biofísica)) - Universidade Federal do Rio de Janeiro

- MARINNCK, T., FISCHER, H, CONEN, F., SMITH, K. (2002). Seasonal variation in stable carbon hydrogen isotope ratio in methane from rice fields. *Global Biogeochemistry Cycles*. V.16, p41-52.
- MAROTTA, H. (2006) Os Fatores Reguladores do Metabolismo Aquático e sua Influência sobre o Fluxo de Dióxido de Carbono entre os Lagos e a Atmosfera. *Oecologia Brasiliensis*, v. 10, p. 177-185.
- MAROTTA, H. ; BENTO, L. ; ESTEVES, F. A. ; ENRICH-PRAST, A. (2009) . Whole Ecosystem Evidence of Eutrophication Enhancement by Wetland Dredging in a Shallow Tropical Lake. *Estuaries and Coasts*, v. 32, p. 654-660.
- MAYORGA,E., AUFDENKAMPE, A.K., MASIELLO, C. A., KRUSCHE,A.V., HEDGES, J.I.,QUAY, J.D., RICHEY, J. E.,BROWN, T. A (2005) Young organic matter as a source of carbon dioxide outgassing from Amazonian rivers. *Nature* v 436, no.7050 , 538-541
- MEDINA-GOMEZ, I; HERRERA-SILVEIRA, J.A.(2007) Primary production dynamics in a pristine groundwater influenced coastal lagoon of the Yucatan Peninsula . *Continental Shelf Research* Volume 26, Issue 8, June 2006, Pages 971-986
- MILNER, C., HUGHES, R.E. Methods for measurement of the primary production of grassland. IBP Handbook Nº 06. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1968.
- MINANI, K., NEUE, H.U, (1994). Rice paddies as a methane source.*Clim. Change* vol.27, p.13-16.
- MINELLO, M. (2004) Metanogênese Sob a Variação de Salinidade em Lagoas Costeiras do Norte Fluminense: Implicações nas Condições Osmóticas e na Competição Por Substratos. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ.. [Master thesis in Ecologia]
- MINELLO, M. (2004) Metanogênese Sob a Variação de Salinidade em Lagoas Costeiras do Norte Fluminense: Implicações nas Condições Osmóticas e na Competição Por Substratos. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ.. [Master thesis in Ecologia]

- MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G.(2007). Wetlands. New York, John Wiley & Sons. 2007 581 p.
- MODIN, O.; FUKUSHI, K.; YAMAMOTO, K. (2007) Denitrification with methane as external carbon source Water Research. vol. 41, n. 12, , Pag. 2726-2738
- MOURA, J.M.S.(2005) Variação da composição isotópica do metano (CH₄) em sedimentos de igarapés da Amazônia oriental.Dissertação- ESALQ-USP.Piracicaba, 83p.
- NEUE, H.U., GAUNT, J.L., WANG, Z.P., BECKER-HEIDMANN, P. AND QUIJANO, C. (1997) Carbon in tropical wetlands. Geoderma, vol.79. p.163-185.
- OUELLET-PLAMONDON, C. CHAZARENCA, F., COMEAU, Y., BRISSON, J. (2006) Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. Ecological Engineering, vol. 27,n. 3, 2 p.258-264.
- PACHECO, E.B.; Da-SILVA, C.J.(2009), Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil . Braz. J. Biol. vol.69 no.1 p101-108.
- PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. ; ESTEVES, F. A.(2000) . *Eleocharis mutata* (L.) Roem. et Schult, subject to drawdowns in a tropical coastal lagoon, State Rio de Janeiro, Brazil. Plant Ecology, Holanda, v. 148, p. 157-164.
- PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. ; ESTEVES, F. A.(2004) . Charophytes as a reservoir of nutrients and energy in a tropical coastal lagoon subject to human impact (RJ, Brazil).. Brazilian Journal of Biology, São Carlos, v. 64, n. 3, p. 1-9, 2004.
- PALMA-SILVA, C; ALBERTONI, E. F. ; ESTEVES, F. A.(2002) .The role of Charophytes primary production in a coastal lagoon subjected to human impacts (RJ, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, p. 59-69.
- PARASHAR, D.C; GRUPTA. P. K; RAI, J; SHARMA, R.C; SINGH, N. (1993) Effect of soil temperature on methane emission from paddy fields. Chemosphere vol.26 247-250.

- PENHA, J.M.F.; DA SILVA, C.J.; BIANCHINI-JÚNIOR, I. (1999) Productivity of the aquatic macrophyte *Pontederia lanceolata* Nvtt. (Pontederiaceae) on floodplains of the Pantanal Mato-grossense, Brazil. *Wetlands Ecology and Management* 7(3):155-163.
- PETRUCIO, M.M, ESTEVES, F. A. (2000) Uptake rates on Nitrogen and Phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Rev. Brasil. Biol.* Vol.60 no.2, p. 229-236.
- PEZZINI JUNIOR. A.(2008) Interferência dos Processos Internos de Canal na Hidroquímica do Rio Paraíba do Sul (RJ): Área de Sedimentação e sua Similaridade com a Dinâmica Funcional das Zonas Hiporréicas. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,
- PIEDEDE, M. T. F. ; JUNK, J. J. LONG, S. P. (1991) The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the amazon Floodplain. *Ecology* v. 74 no. 4 1456-1463.
- POTT, VJ; POTT, A. (2000) Plantas aquáticas do pantanal. Brasília. DF. Embrapa, 404p.
- RADAMBRASIL (1983). Levantamento de recursos naturais. Folhas SF 23/24. Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro, Ministério das Minas e Energia, 1983, Volume 32. 775p.
- REJMÁNKOVÁ, E. , SIROVÁ, D.(2007) Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: Relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* Volume 39, Issue 2, February 2007, Pages 526-538 .
- RIBAS, L., M; BALDOTTO, M.A. ; CANELLAS, L. P. ; REZENDE, C. E. (2008) qualidade e mobilidade da matéria orgânica de sistemas adjacentes à lagoa de cima, campos dos goytacazes rj. *Geochimica Brasiliensis* (Rio de Janeiro), v. 22, p. 103-112.

- RIGOLLET, V. SFRISO, A. MARCOMINI, A., DE CASABIANCA, M.L. (2004) Seasonal evolutions of heavy metal concentrations in the surface sediments of two mediterranean *Zostera marina* L. Beds at Thau lagoon (France) and Venice Lagoon (Italy). *Bioresource technology* 95: 159-167.
- ROSSO, JJ, QUIRÓS, R. (2009) Interactive effects of abiotic, hydrological and anthropogenic factors on fish abundance and distribution in natural run-of-the-river shallow lakes. *Regulated Rivers: Research & Management* 2009. v.25, no.6, p. 713 - 733
- RUSSELL, I.A.; RANDALL, R.M.; RANDALL, B.M.; HANEKOM, N.(2009) Relationships between the biomass of waterfowl and submerged macrophytes in a South African estuarine lake system *Journal of African Ornithology*, Volume 80, Number 1, pp. 35-41(7).
- SAND-JENSEN, K. (1998) Influence of submerged macrophyte on sediment composition and near –bed flow in lowland stream. *Fresh Biol.* 39 (4) 663-667
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A.(2004) . Comparison of calculation procedures of primary productivity by aquatic macrophytes in a shallow tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Brasil, v. 16, n. 3, p. 239-249.
- SANTOS, A. M.; AMADO, A. M. ; MINELLO, M. ; FARJALLA, V. F. ; ESTEVES, F. A (2006). Effects of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (PERS) in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia* (The Hague), v. 556, p. 61-68.
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A.(2002). Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. *Aquatic Botany*, Holanda, v. 74, n. 3, p. 189-199.
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A.(2004) Comparison of calculation procedures of primary productivity by aquatic macrophytes in a shallow tropical coastal lagoon. *Acta Limnol. Bras.*, vol. 16, no. 3, p.239-249.
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A.(2004) Influence of Water Level Fluctuation on the Mortality and Aboveground Biomass of the Aquatic Macrophyte *Eleocharis*

- interstinca (VAHL) Roemer et Schults. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 47, n. 2, p. 281-290.
- SANTOS, A.M.; ESTEVES, F. A.(2002) Primary production and mortality of *Eleocharis interstinca* in response to water level flutuations. Aquatic Botany, 74:189-199.
- SANTOS, J.M.C.O (2007). Avaliação do fluxo potencial de metano em alagados construídos. Dissertação Campos dos Goytacazes. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 81 p.
- SCHÜTZ, H., HOLZAPFEL-PSCHORN A., CONRAD, R., RENNENBERG, H., SEILER, W., (1989) A three-year continuous record on influence of daytime, season and fertilize treatment on methane emission: rates from an Italian rice paddy field. J. Geophys. Res. Vol 94. n 16 405-416.
- SHILLA, D., ASAEDA, T , FUJINO, T.; SANDERSON, B. (2006) Decomposition of dominant ubmerged macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. Wetlands Ecology and Management, 14(5): 427-433.
- SILVA , C.F. (2005) Modelagem Hidrogeoquímica da Porção Inferior do Rio Paraíba do Sul: Uso de Redes Neurais e Lógica "Fuzzy". Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.
- SINGH, SN., (2001). Exploring correlation between redox potential and other edaphic factors in field and laboratoryconditions in relation to the methane efflux. Enviroment International, vol. 27, p. 265-274.
- SMALLEY , A. E (1959) The role of two invertebrete populations *Littorina irroata* and *Orchelimum fidicinium* in the energy flow afo salt marsh ecossistem. University of Georgia, Athens Georgea, USA. (dissertetion).
- SMIALEK, J., BOUCHARD, V., LIPPMANNA, B., QUIGLEY, M., GRANATA, T., MARTIN, J., AND BROWN, L. (2006) Effect of a woody (*Salix nigra*) and an

herbaceous (*Juncus effusus*) macrophyte species on methane dynamics and denitrification. *Wetlands*, v.26, no.2, p.509-517.

SOBEK, S.; TRANVIK, L. J. & COLE, J. J. (2005). Temperature independence of carbon dioxide supersaturation in global lakes. *Global Biogeochemical Cycles*. 19 (2): Art. No. GB2003.

SOFFIATI –NETO, A. A. (1985) A agonia das lagoas costeiras do norte fluminense. *Ver. Ciência e Cultura*, vol.37 n.10. 1627-1638.

SONG, Z., ZHENG, Z. LIA, J., SUN, X., HAN, X., WANG, W., XU, M. (2006) Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecological Engineering* 2006 vol. 26, n.3, p. 272-282.

STEINBERG, C.E. W. KAMARA, S., PROKHOTSKAYA, VY., MANUSADŽIANAS, L., KARASYOVA, T.A., TIMOFEYEV, M. A., JIE, Z., PAUL, A., MEINELT, T. , FARJALLA, V. F. , MATSUO, A. Y. O., BURNISON, B. K. and MENZEL, R.(2006) Dissolved humic substances – ecological driving forces from the individual to the ecosystem level? *Freshwater Biology* Vol. 51 no. 7, p. 1189 – 1210

SUGUIO, K; TESSLER, M.G.(1984) Planícies de cordões costeiros litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In: In: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R. Turcq, B.(orgs) *Restingas, origem, estrutura e processos*, CEUFF, Niterói, p. 15-25.

SUHETT, A. ; AMADO, A. M. ; ENRICH-PRAST, A. ; ESTEVES, F. A. ; FARJALLA, V. F. (2007) . Seasonal changes of dissolved organic carbon photo-oxidation rates in a tropical humic coastal lagoon: the role of rainfall as a major regulator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 64, p. 1266-1272.

SUHETT, A. L.; MACCORD, F. ; AMADO, ANDRÉ M. ; FARJALLA, V. F. ; ESTEVES, F. A.(2004) . Photodegradation of dissolved organic carbon in humic coastal lagoons (RJ, Brazil). In: XII International Meeting of IHSS, 2004, São

- Pedro - SP. Humic substances and soil and water environment: proceedings 12th International Meeting of IHSS, 2004. p. 61-64.
- SUHETT, AL ; AMADO, A. M. ; BOZELLI, RL ; ESTEVES, FA, FARJALLA, VF. (2006) O papel da foto-degradação do carbono orgânico dissolvido (COD) nos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, , v. 10, p. 186-204.
- SUZUKI, M.S. (1997). Abertura da barra da Lagoa de Grussaí, São João da Barra, RJ: aspectos hidroquímicos, dinâmica da comunidade fitoplanctônica e metabolismo. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia), Campos dos Goytacazes - RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, 125 p.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. (2004) *Fisiologia Vegetal*. 3ª Ed. Porto Alegre: Artmed. 719p.
- THOMAZ, S. M. (2002). Fatores ecológicos associados à colonização e desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 20, p. 13-25,.
- THOMAZ, S. M. ; BINI, LM ; PAGIORO, TA (2003). Macrófitas aquáticas do reservatório de Itaipu: monitoramento, fatores ecológicos e recomendações de manejo. In: Sidinei Magela thomaz; Luis Maurício Bini. (Org.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, p. 319-341.
- THOMAZ, S. M.& BINI, L. M. (1998) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10, (1) 103-116,
- THOMAZ, S.M. E BINI, L.M.(1999). A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: Um estudo da represa de Itaipu. In: Henry, R. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fundibio 599-625.
- VIDAL, L., MENDONÇA, R.F., MARINHO, MM., CESAR, D., ROLAND, F.. (2005) Caminhos do Carbono em ecossistemas continentais. In; Roland, F. César, D., Marinho MM. (ed) *lições de limnologia*. Rima. 2005. 193-208.

- WALTER, B. P., M. HEIMANN, and E. MATTHEWS. (2001) Modeling modern methane emissions from natural wetlands 1. Model description and results, J. Geophys. Res., 106(D24), 34,189–34, 206.
- WANG, H., J. LU, W. WANG, L. YANG, AND YIN, C. (2006) Methane fluxes from the littoral zone of hypereutrophic Taihu Lake, China, J. Geophys. Res., 2006 vol. 111, D17109.
- WANG, Z.; DeLAUNE, R.D.; MASSACHELEYN, P.H.; PATRICK, W.H. (1993) Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. Soil Sci. Soc. Am J. 57: 382-385.
- WATANABE, A., T. TAKEDA, and M. KIMURA (1999), Evaluation of origins of CH₄ carbon emitted from rice paddies, J. Geophys. Res., 104(D19), 23,623–23,629.
- WESTLAKE, DF (1965) Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. Memorie dell'Instuto Italiano di Idrobiologia 18: 229-248.
- WETZEL, R. G. (1993) LIMNOLOGIA.2º ED. FUNDAÇÃO CALOUSTE GULBENKIAN, LISBOA. 919P.
- WETZEL, R. G.(1990) Land-water interfaces:metabolic and limnological regulators. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie, Stuttgart vol.24, no. 1, p.6-24
- XING,Y; XIE, P; HONG, H.; WU, A.; NI, L., (2006)The change of gaseous carbon fluxes following the switch of dominant producers from macrophytes to algae in a shallow subtropical lake of China. Atmospheric Environment 2006. vol. 40, no.40, p.8034-8043.
- YANG, S.S., CHANG, H.L. (1998) Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. Agriculture, ecosystems and environment 69. p69-80.