

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

ANDRÉA CAMPOS ROCHA

**ESTUDOS ECOFISIOLÓGICOS EM ARBÓREAS DO
MANGUEZAL DO RIO MUCURI - BA**

VITÓRIA

2008

ANDRÉA CAMPOS ROCHA

**ESTUDOS ECOFISIOLÓGICOS EM ARBÓREAS DO
MANGUEZAL DO RIO MUCURI - BA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração fisiologia vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Geraldo Rogério Faustini Cuzzuol.

VITÓRIA

2008

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

R672e Rocha, Andréa Campos, 1971-
Estudos ecofisiológicos em árvores do manguezal do rio
Mucuri-BA / Andréa Campos Rocha. – 2008.
86 f. : il.

Orientador: Geraldo Rogério Faustini Cuzzuol.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito
Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Minerais na nutrição de plantas. 2. Plantas – Efeito dos
metais pesados. 3. Fotossíntese. 4. Fitorremediação. 5. Ecologia
dos manguezais. 6. Mucuri, Rio (MG e BA). I. Cuzzuol, Geraldo
Rogério Faustini. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro
de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

ANDRÉA CAMPOS ROCHA

ESTUDOS ECOFISIOLÓGICOS EM ARBÓREAS DO MANGUEZAL DO RIO MUCURI-BA

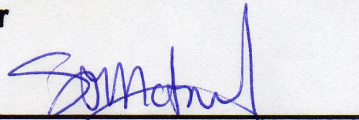
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal na área de concentração Fisiologia Vegetal.

Aprovada em 04 de março de 2008.

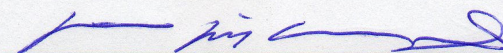
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Geraldo Rogério Faustini Cuzzuol
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal-UFES
Orientador



Prof.ª Dr.ª Silvia Tamie Matsumoto
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal-UFES
Examinador Interno



Prof. Dr. Mario Luiz Gomes Soares
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia-UERFJ
Examinador Externo

Dedicatória

À Maria Alzenira Campos Rocha
(*in memoriam*) cujo amor
transcendeu os limites
da maternidade.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida.

Aos meus pais, pelo exemplo.

Aos meus irmãos Angela e Marcelo, pelo carinho, força e estímulo.

À minha tia Deuziana, que foi quem começou tudo isso.

Ao Irineu pelo apoio emocional, paciência e força nos momentos difíceis.

Ao Prof. Geraldo Rogério Faustini Cuzzuol pela compreensão e brilhante orientação.

À Suzano Papel e Celulose – Unidade Mucuri, pela cessão dos dados de nutrientes e granulometria do manguezal do Rio Mucuri.

Ao CEPEMAR - Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda, na pessoa do amigo Renato Rodrigues de Souza, pela logística de campo.

Ao querido amigo e companheiro de trabalho Emerson Campos Canal que foi mais do que um irmão, nas horas difíceis de campo e laboratório.

Ao Prof. Dr. Luis Fernando Ganassali Júnior pelas excelentes contribuições na parte estatística, pelo apoio e a atenção dedicados.

Aos Profs. Drs. Camila Milanêz e Fabrício Oliveira Reis pela disponibilidade em todos os momentos.

Aos colegas da pós-graduação, pela convivência sempre saudável.

Aos colegas Queila Bravo, Jehová Lourenço, Maressa Malini e Natália pela colaboração.

À Clara Maria Dalto Franzotti pela leitura e revisão ortográfica deste documento.

Aos primos Rafael Gomes Bastos e Gabriel Gomes Bastos pela leitura e revisão dos abstracts deste documento.

À Universidade Federal do Espírito Santo, especialmente ao Departamento de Ciências Biológicas, pela oportunidade concedida para a realização deste curso.

A todos aqueles que criaram barreiras à execução deste trabalho pois, é sempre nas dificuldades que a gente se supera.

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

**“Suba o primeiro degrau com fé.
Você não tem que ver toda a escada.
Você só precisa dar o primeiro passo”**

Martin Luther King Jr.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	9
REFERÊNCIAS.....	12
CAPÍTULO 1 – Influência da variação da flutuação da vazão do rio Mucuri nas características físico-químicas, composição de macro e micronutrientes sedimentares e foliares e frações granulométricas no manguezal do estuário do rio Mucuri - BA.	
RESUMO	14
ABSTRACT	16
1. INTRODUÇÃO.....	18
2. OBJETIVOS.....	21
2.1. Geral.....	21
2.2. Específicos.....	21
3. MATERIAIS e MÉTODOS.....	22
Caracterização da Área.....	22
Aspectos Meteorológicos e Hidrológicos da Área.....	23
Análise Físico-química.....	24
Análise Estatística.....	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
4.1. Parâmetros físico-químicos e sedimentológicos	26
4.2. Macro e micronutrientes em sedimentos.....	37
4.3. Macro e Micronutrientes Foliares.....	40
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	45
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46

CAPÍTULO 2 - Influência do cromo trivalente na fisiologia de *Laguncularia racemosa* Gaerth

RESUMO.....	52
ABSTRACT.....	53
1. INTRODUÇÃO.....	54
2. OBJETIVOS	57
2.1. Geral.....	57
2.2. Específicos.....	57
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	58
3.1. Material vegetal.....	58
3.2. Desenho experimental.....	58
3.3. Análise de crescimento.....	59
3.4. Pigmentos fotossintetizantes.....	60
3.5. Taxa fotossintética líquida.....	60
3.6. Fluorescência.....	61
3.7. Análise interna do Cromo.....	61
3.8. Análise Estatística.....	61
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
4.1. Análise de crescimento.....	62
4.2. Pigmentos fotossintetizantes.....	63
4.3. Taxa fotossintética líquida.....	64
4.4. Fluorescência.....	67
4.5. Concentração interna de Cromo.....	70
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	74
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75

1 – INTRODUÇÃO GERAL

O Manguezal é um ecossistema costeiro, de transição entre os ambientes terrestre e marinho, restrito às regiões tropicais e subtropicais do planeta, que possui baixa diversidade biológica. Sua vegetação halófila é altamente especializada, adaptada às flutuações de salinidade, ao regime das marés e aos sedimentos lodosos anóxicos pouco consolidados (Schaeffer-Novelli, 1995).

A dinâmica dos fatores ambientais faz com que esse ecossistema seja importante transformador de nutrientes em matéria orgânica e produtor de bens e alimentos ressaltando sua importância ecológica e seu papel sócio-econômico (Dinerstein et al., 1995; Schaeffer-Novelli, 1999; Menezes et al., 2000).

O termo mangue, originado do malaio “mangimanggi” serve para denominar as espécies vegetais restritas as regiões entre marés, pertencentes ao ecossistema Manguezal. Geralmente, a variedade de espécies de árvores nos ecossistemas manguezais é baixa. A composição florística dos manguezais brasileiros compreende *Rhizophora mangle* L. (Mangue-vermelho), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (Mangue-branco), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. e *Avicennia germinans* (L.) Stearn. (Mangue-preto ou Siriuba), ocorrendo ainda os gêneros associados *Spartina*, *Hibiscus* e *Acrostichum*. Incluem-se ainda outras duas espécies popularmente conhecidas como mangue-vermelho (*Rhizophora harrisonii* e *Rhizophora racemosa*), cuja ocorrência se limita aos manguezais dos estados do Maranhão, Pará e Amapá (Alves, 2001). Estas espécies possuem uma série de adaptações morfológicas e fisiológicas que as permitem explorar e dominar este ambiente altamente estressante (Lamberti, 1969).

O mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*) possui rizóforos que são projeções do caule e raízes escoras que partem de ramos aéreos até atingir o solo, ramificando-se logo abaixo da superfície, oferecendo maior sustentação e superfície para trocas gasosas (Schaeffer-Novelli, 1994). Possui um sistema de reprodução em que os frutos germinam fixos à planta-mãe (viviparidade) até a fase de propágulo em forma de lança verde de 30 a 40 cm de comprimento. O tempo entre fertilização e seu desprendimento da planta é de 9 a 10 meses. O mangue-vermelho frutifica

praticamente durante todo o ano e os propágulos podem permanecer viáveis por até um ano submersos no mar.

Jimenez (1985), citado em Schmidt (1988), descreve que a espécie de mangue-vermelho, quando desenvolvida em águas rasas, tem a propriedade de acelerar a velocidade de sedimentação do material em suspensão por reduzir a velocidade de fluxo da água, capturando a serrapilheira e consolidando o sedimento.

Já os mangues preto (*Avicennia germinans*) e branco (*Laguncularia racemosa*) não desenvolvem raiz pivotante vertical, havendo em seu lugar o crescimento de inúmeras e longas raízes horizontais, das quais crescem ramificações verticais que emergem para fora do solo, tendo uma função respiratória (pneumatóforos). A adaptação reprodutiva (viviparidade) é semelhante à do mangue-vermelho. Os propágulos de *Avicennia* têm, também, prolongada viabilidade quando desprendidos na água.

Para regulação da concentração interna de sais, as plantas de manguezal fazem uso de eficientes estratégias por: a) exclusão, onde não há entrada de água salgada no vegetal, pois as mesmas “filtram” a água já na raiz; b) acumulação, onde os sais são absorvidos e acumulados em vacúolos e c) secreção, em que o sal absorvido é eliminado da planta através de glândulas secretoras encontradas nas folhas. Ball (1988) cita que é errôneo tentar enquadrar estas plantas em um padrão típico de tolerância ao sal, pois a maioria delas pode apresentar um ou mais tipos de mecanismos.

Os bosques florestais desempenham um papel fundamental na manutenção não só dos ambientes costeiros, mas também daqueles fora de seus limites. Faz isto através do “emaranhado” de raízes do Manguezal que captura, trapeia e estabiliza os sedimentos intersticiais, formando uma barreira física natural contra os mecanismos de erosão gerados por ondas, marés e correntes promovendo uma estabilização da linha de costa. Além disso, o dossel da vegetação protege os ambientes terrestres adjacentes de fortes tempestades oceânicas e da ação dos ventos (Odum et al., 1982).

Ecologicamente, sua destacada importância vem do fato de abrigar, além de suas espécies características, a fauna marinha que migra para a costa durante a fase reprodutiva. A fauna e flora associadas a estes ambientes são fonte de alimento e

subsistência para populações ribeirinhas que vivem da cata de mariscos, peixes e camarões além de oferecerem recursos geradores de divisas para o país (Schaeffer-Novelli, 1991; CNIO, 1998; Schaeffer-Novelli, 1999). Além de sua importância ecológica, devido às mudanças climáticas, a vegetação do ecossistema manguezal tem importante papel no seqüestro de carbono da atmosfera, contribuindo para mitigar o efeito estufa (Fonseca & Drummond, 2003).

O manguezal, assim como a maioria dos ecossistemas costeiros, vem sofrendo o impacto da ação antrópica tais como cortes, aterros para a expansão de cidades e implantação de empreendimentos variados (Diegues, 1995). Todas estas transformações provocaram ações governamentais no sentido de promover a conservação e preservação dos ecossistemas, determinando-se assim os primeiros relatos sobre recuperação de áreas degradadas. No Brasil, apesar das experiências de replantio datarem dos anos 70 (Oliveira, 1975; Oliveira & Krau, 1976 in Menezes et al., 1996), novos projetos foram executados a partir da década de 90 (Moscatelli & Carli, 1994; Menezes et al., 1994, 1996, 1997; Eysink et al., 1997; Eysink & Moraes, 1998; Cunha & Panitz, 2003 e Cunha et al., 2003).

Para subsidiar ações de conservação em ecossistema manguezal, é de suma importância o conhecimento de sua dinâmica. A maioria dos trabalhos neste ambiente é de cunho estrutural e/ou geomorfológico e muito pouco se sabe sobre o comportamento ecofisiológico das espécies típicas de manguezal em relação à variação sazonal e à ação de agentes poluentes como os metais pesados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, J. R. P. (org.). **Manguezais: educar para proteger**. Rio de Janeiro: FEMAR: SEMADS, 96 p., 2001.

BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, v. 2, p. 129-142, 1988.

COMISSÃO NACIONAL INDEPENDENTE SOBRE OS OCEANOS **O Brasil e o mar**: relatório dos tomadores de decisão do país. CNIO, Rio de Janeiro, 408p., 1998.

CUNHA, R. P. da; HUBER, M. V.; PANITZ, C. M. N. Atividades de restauração numa área de manguezal aterrado no município de Biguaçu, Santa Catarina, Brasil. In: **Conferência Internacional Mangrove 2003, articulando pesquisa e gestão participativa de estuários e manguezais**. Salvador, Bahia. Resumos. p. 319, 2003.

CUNHA, R. P. da; PANITZ, C. M. N. Avaliação do emprego de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman na restauração de uma área degradada do manguezal do rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, SC. Brasil. In: **Conferência Internacional Mangrove 2003, articulando pesquisa e gestão participativa de estuários e manguezais**. Resumos. p. 320, 2003.

DIEGUES, A. C. S. Repensando e recriando as formas de apropriação comum dos espaços e recursos naturais. In: _____. **Povos e mares: leituras em sócio-antropologia marítima**. São Paulo: NUPAUB-USP, p. 209-236, 1995.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D. M.; GRAHAM, D. J., WEBSTER, A. L., PRIMM, S. A., BOOKBINDER, M. P., LEDEC, G. **Conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean**. World Wildlife, Washington D.C., 129p., 1995.

EYSINK, G. G. J.; BACILIERI, S.; BERNARDO, M. P. S. L.; SILVA, L. S.; SIQUEIRA, M. C.; SUMMA, D.; ACKAR, S. M.; VIGAR, N. D. Recuperação de manguezais degradados através do uso de propágulos de *Rhizophora mangle* acondicionados em estufa. In: **Reunião Anual do Instituto Biológico**, São Paulo, n. 64, p. 1-95, 1997.

EYSINK, G. G. J.; MORAES, R. P. Subsídios para manejo e recuperação de ecossistemas aquáticos contaminados por metais pesados. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de áreas degradadas, p. 235-246, 1998.

FONSECA, S. de M.; DRUMMOND, J. A. Reflorestamento de manguezais e o valor de resgate para o seqüestro de carbono atmosférico. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 10, p. 1071-1081, 2003.

LAMBERTI, A. Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas de manguezal de Itanhaém. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP**, n. 23, 217p., 1969.

MENEZES, G. V., POFFO, I. R. F., EYSINK, G. G. J. Manguezais: projeto de revegetação na Baixada Santista, SP, Brasil. In: Simpósio sul americano de recuperação de áreas degradadas. **Anais...** Curitiba: FUPEF, Foz do Iguaçu, p. 543-553, 1994.

MENEZES, G. V.; POFFO, I. R. F.; EYSINK, G. G. J. et al. **Estudo da viabilidade de recuperação dos manguezais em Cubatão**. Relatório Parcial. São Paulo: CETESB, Relatório Técnico, 21 p., 1 mapa, 1996.

MENEZES, G. V.; POFFO, I. R. F.; EYSINK, G. G. J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Restauração de um manguezal utilizando *Laguncularia racemosa*. In: **CONGRESSO LATINO-AMERICANO SOBRE CIENCIA DO MAR – COLACMAR**, 8., Santos-SP. Anais. p. 164-167, 1997.

MENEZES, L. F. T. de, PEIXOTO, A. L., MACIEL, N. C. A riqueza ameaçada dos mangues. **Ciência Hoje**, v.27, n.158, p.63-67, 2000.

MOSCATELLI, M. CARLI, C. de. Avaliação preliminar do reflorestamento de manguezais: Lagoa Rodrigo de Freitas. In: **Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios a um gerenciamento ambiental**. ACIESP, São Paulo, v.1, p.131-134, 1994.

ODUM, W. E., McIVOR, C. C., SMITH, III T. J. **Ecology of the mangroves of South Florida**: a community profile. National Coastal Ecosystems Team, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, 144p., 1982.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais brasileiros**. Tese de Livre docência. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 1991.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal**: conhecer para conservar. Equipe técnica: Ecologia do Ecossistema manguezal. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico, 45p. 1994.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. Caribbean ecological research, São Paulo, 64p., 1995.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha**. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico, 56p., 1999.

SCHMIDT, G. **Manguezal de Cananéia, concentração de elementos químicos, carbono, nitrogênio, cálcio, fósforo, manganês, ferro e cinzas em folhas de mangue e sua correlação com a taxa de decomposição e salinidade**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 369p., 1988.

CAPÍTULO 1

INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO DA FLUTUAÇÃO DA VAZÃO DO RIO MUCURI NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS, COMPOSIÇÃO DE MACRO E MICRONUTRIENTES SEDIMENTARES E FOLIARES E FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS NO MANGUEZAL DO ESTUÁRIO DO RIO MUCURI - BA.

RESUMO

No presente estudo foi investigada a influência da variação da flutuação da vazão do rio Mucuri-BA na composição dos minerais em folhas de *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia germinans* e nas propriedades físico-químicas de suas respectivas rizosferas. Foram demarcadas três estações de domínio monoespecífico e monitoradas 10 árvores de cada espécie, sendo cinco da região ribeirinha e cinco da região de bacia. Determinaram-se as concentrações dos macros e micronutrientes foliares e do sedimento das rizosferas, bem como o teor de M.O., pH e as frações granulométricas dos sedimentos. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial (3 x 2 x 2), envolvendo três espécies, duas regiões fisiográficas (ribeirinha e bacia) e duas épocas do ano (maior e menor vazão do rio). A granulometria variou entre as três espécies analisadas, mas não em relação à vazão do rio, evidenciando que a arquitetura de cada espécie é determinante no aprisionamento e estabilização dos sedimentos. Os parâmetros físico-químicos e os teores dos nutrientes minerais das rizosferas das três espécies também apresentaram variação predominantemente espacial (entre as duas regiões analisadas), evidenciando que as relações entre o sedimento e as plantas são de extrema importância. O pH do sedimento e da água intersticial e a temperatura do sedimento, sendo maiores no mês de maior, isto porque sua relação com o regime hidrológico e a época do ano é estreita. A época de menor vazão do rio concentrou um maior número de macro e micronutrientes do sedimento evidenciando o “efeito diluente” dos altos níveis pluviais. Devido às características fisiográficas, as regiões de bacia e ribeirinha apresentaram, respectivamente, os maiores valores de macro e micronutrientes. As concentrações

de macro e micronutrientes foliares variaram com as épocas de maior e menor vazão do rio, tendo o período seco apresentado os maiores teores, mostrando que as relações entre os fatores climáticos e os sedimentos são importantes na composição química foliar destas espécies.

Os resultados descritos neste trabalho demonstraram que os parâmetros físico-químicos e as concentrações de nutrientes das folhas e dos sedimentos são flutuantes e respondem sazonalmente a fatores ambientais diferentes. Este conhecimento é de suma importância para o entendimento dos processos físico-químico dos manguezais.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, variação sazonal

INFLUENCE OF THE VARIATION OF THE MUCURI RIVER FLOW ON THE PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS, MINERAL COMPOSITION OF LEAVES AND SEDIMENTS AND GRANULOMETRICS FRACTIONS OF MANGROVE IN MUCURI RIVER ESTUARY, BAHIA – BRAZIL

ABSTRACT

The present study investigated the influence of the Mucuri river flow fluctuation on the mineral composition of leaves and sediments of *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* and *Avicennia germinans* and the physicochemical properties of their respective rizospheres. Three stations were demarcated in a monospecific area and ten trees were monitored, five in the riverside region and five in the bay region. The macronutrient and micronutrient concentrations of the sediment and leaves, and the OM content, pH, and granulometric fractions were determined. The experimental design was completely randomized and used factorial (3x2x2), involving three species, two physiographic regions (riverside and bay), and two seasons of the year (higher and lower flow of the river). Granulometry varied among the three species analyzed but not in relation to the flow of the river, showing that the architecture of each species is crucial in the capture and stabilization of sediments. The physicochemical parameters and the levels of nutrients from rizospheres of the three species also showed predominant spatial variation (between the two regions analyzed) showing that the relation between the sediment and plants is extremely important. The pH of the sediment and water and the sediment temperature were higher in the high flow month, showing that the relationship between hydrological conditions and time of the year is very close. The high flow season concentrated a low number of sediments, macronutrients, and micronutrients showing a dilution effect. Because of the physiographic features, the basin and riverside regions showed, respectively, the highest values of macronutrients and micronutrients. Leaf macronutrient and micronutrient concentrations varied with the seasons of higher and lower river flow, and the dry period presented the highest levels, showing that the relationship between climatic factors and the sediments is important in the leaf chemical composition of these species. The results described in

this paper showed that the physicochemical parameters and the concentrations of nutrients from leaves and sediment have seasonal variability and respond to different environmental factors. This knowledge is very important to the understanding of the physicochemical processes of the mangroves.

Keywords: cycling of nutrients, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, seasonal variation.

1. INTRODUÇÃO

Os nutrientes são um dos componentes ambientais de maior influência no crescimento de plantas sendo que a constituição físico-química do ambiente é um dos principais fatores limitantes da produção primária (Jorgensen et al., 1975; Charley & Richards, 1983).

As estratégias de funcionamento de todos os ecossistemas é tema relevante, principalmente por ser capaz de fornecer subsídios para o gerenciamento e a conservação dos recursos da biosfera. O conhecimento das condições nutricionais do solo e da planta torna-se desejável, uma vez que, a eficiência de uma espécie ou comunidade está sujeita, em parte, à quantidade de nutrientes consumida no processo (Delitti & Meguro, 1984). Assim, a caracterização nutricional de comunidades vegetais tem sido apontada como análise imprescindível para estudos de diagnose e avaliação ambiental.

Reconhecido pela sua contribuição na produção primária de áreas da costa tropical e pelo seu papel na ciclagem de nutrientes (Lacerda & Abraão, 1984), o ecossistema manguezal tem despertado interesse para o estudo da composição química de sua biota devido ao seu potencial em monitoramento de poluentes. Nesse contexto, a composição dos minerais da folha parece refletir a situação do ambiente (Lacerda et al., 1988).

Todos os vegetais requerem a mesma rede básica de nutrientes inorgânicos, porém, vários elementos químicos podem ser usados por diferentes plantas para fins essencialmente similares (Fitter & Hay, 1987). As espécies diferem amplamente nas concentrações e proporções dos diferentes elementos, uma vez que a eficiência de absorção de nutrientes e a preferência por um determinado elemento são reguladas por um conjunto de fatores internos e externos (Waisel, 1972; Larcher, 2000).

A maioria das pesquisas envolvendo o ecossistema manguezal está relacionada à composição florística, aspectos estruturais e fitossociológicos. Entretanto, algumas investigações têm sido realizadas considerando as características da composição química desse ecossistema (Lamberti, 1969; Phleger, 1977; Joshi et al., 1974; Clough & Attiwil, 1975; Weishaupl, 1981; Lacerda et al., 1985; Benner et al., 1990; Gong & Ong, 1990; Jayasekera, 1991; Medina et al., 2001 e Bernini, 2003). Mesmo

assim, ainda foram poucos os trabalhos que correlacionaram fatores ambientais com a concentração interna dos elementos minerais da vegetação e suas inter-relações (Cuzzuol & Campos, 2001; Bernini et al., 2006) Uma abordagem mais ampla da composição química dos sedimentos e folhas, em espécies de manguezal, é determinante para estabelecer um modelo de distribuição dos elementos minerais neste tipo de plantas.

No sedimento do manguezal, os teores de nutrientes geralmente variam ao longo da zona entre marés. Estas variações são atribuídas principalmente à frequência de inundação pelas marés (Lacerda et al., 1985), e o grau de saturação do sedimento que influencia o potencial redox e podem afetar assim a forma e a disponibilidade de elementos químicos. (Ball, 1988). No entanto, as concentrações dos elementos nas folhas de mangue não se correlacionam com o conteúdo de nutrientes do sedimento, revelando a absorção diferencial dos íons pelas plantas (Lacerda et al. 1986; Medina et al., 2001). Isto permite inferir que, o manguezal pode atuar como eficiente barreira biogeoquímica imobilizando os metais nos sedimentos e, concomitantemente, com os mecanismos fisiológicos controladores da absorção de certos elementos químicos, restringir a absorção de metais pesados. (Aragon et al. 1986; Silva et al. 1990; Lacerda, 1997).

O estudo do efeito da variação sazonal dos teores de macro e micronutrientes nos estádios de brotação, queda foliar, floração e frutificação em plantas de *Ouratea spectabilis* permitiu Leitão & Silva (2004) concluírem que a espécie responde a estas variações, distribuindo, estocando e retranslocando os nutrientes como mecanismo de adaptação de sobrevivência e manutenção do equilíbrio.

O comportamento nutricional das plantas pode variar, consideravelmente durante seu ciclo de vida, em virtude de fatores internos e externos. Fatores hidrológicos, como regime de marés, velocidade de correntes e aporte de água doce, apesar de relacionados com a topografia, controlam a qualidade, a quantidade e o tempo de entrada e permanência da água de inundações, atuando, diretamente, nos parâmetros físico-químicos, principalmente, na sedimentologia, nas quantidades de minerais, de nutrientes e, principalmente, nos níveis de salinidade encontrados no ambiente, (Kjerfve, 1990).

A ocorrência de variações sazonais nos fatores hidrológicos pode interferir na disponibilidade de elementos minerais alterando os padrões de absorção e

translocação de elementos minerais em plantas. Desta forma, a análise da composição química em áreas de manguezal e sua relação com os fatores sazonais são de suma importância em estudos de biomonitoramento e na conservação da vegetação do ecossistema manguezal.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Analisar a possível influência da variação da flutuação da vazão do rio Mucuri na composição de elementos minerais em folhas, sedimentos, parâmetros físico-químicos e granulométricos da rizosfera das arbóreas *Rhizophora mangle* (L.), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. e *Avicennia germinans* (L.) no ecossistema manguezal do rio Mucuri - BA.

2.2 Específicos

Analisar o comportamento dos elementos minerais de folhas das três espécies vegetais e das propriedades físico-químicas de suas rizosferas nas regiões ribeirinha e de bacia nos meses de maior e menor vazão do rio;

Verificar o efeito da vazão do rio Mucuri-BA na composição nutricional foliar de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. germinans* e nas propriedades físico-químicas de suas rizosferas;

Investigar a interação entre espécies e região e variações sazonais na concentração dos elementos minerais de folhas das arbóreas citadas e nos valores das propriedades físico-químicas de suas respectivas rizosferas.

3. MATERIAL e MÉTODOS

Caracterização da área: O manguezal do rio Mucuri, localizado ao sul do estado da Bahia, no município de Mucuri (18°06'00"S e 39°33'30"W), é constituído pelas espécies *Avicennia germinans* (L.) Stearn., *Avicennia schaueriana* Staff & Leechm., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. e *Rhizophora mangle* L., além das espécies associadas *Acrostichum aureum* L. e *Hibiscus pernambucensis* Arruda. (CEPEMAR, 1996).

As três espécies típicas formam agrupamentos heterogêneos, em determinadas áreas, e homogêneos em outras, destacando-se sempre uma espécie de domínio. É possível perceber, em relação às áreas homogêneas, que *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* ocupam a parte inferior do estuário, sob maior influência das marés, e já *Avicennia germinans* restringe-se a locais próximos à parte superior do estuário (CEPEMAR, 1996).

Com base nas características fisiográficas desenvolvidas por Lugo & Snedaker (1974), e reagrupadas por Cintrón et al. (1985), que passou a considerar apenas três tipos, os bosques analisados são do tipo ribeirinho e bacia, cada qual com uma espécie típica dominante.

Bosques ribeirinhos são aqueles que se desenvolvem nas margens dos rios que devido ao fluxo de água rico em nutrientes (descarga de água doce e marés), apresentam alto grau de desenvolvimento. Os bosques de franja e ilhote seriam característicos das margens das costas protegidas, caracterizadas pelas variações diárias das marés. Os bosques de bacia se estabelecem nas partes mais internas dos bosques ribeirinhos ou de franja. Neste último tipo fisiográfico, a renovação de água se faz mais lentamente, dentro de uma área ampla, limitando gradientes físico-químicos (Cintrón et al., 1985).

Aspectos Meteorológicos e Hidrológicos da Área: Foram analisados as médias mensais da temperatura (°C), índice pluviométrico e vazão do rio Mucuri de 2004 conforme dados fornecidos pela Estação Meteorológica da Suzano Papel e Celulose Unidade Mucuri (figura 1).

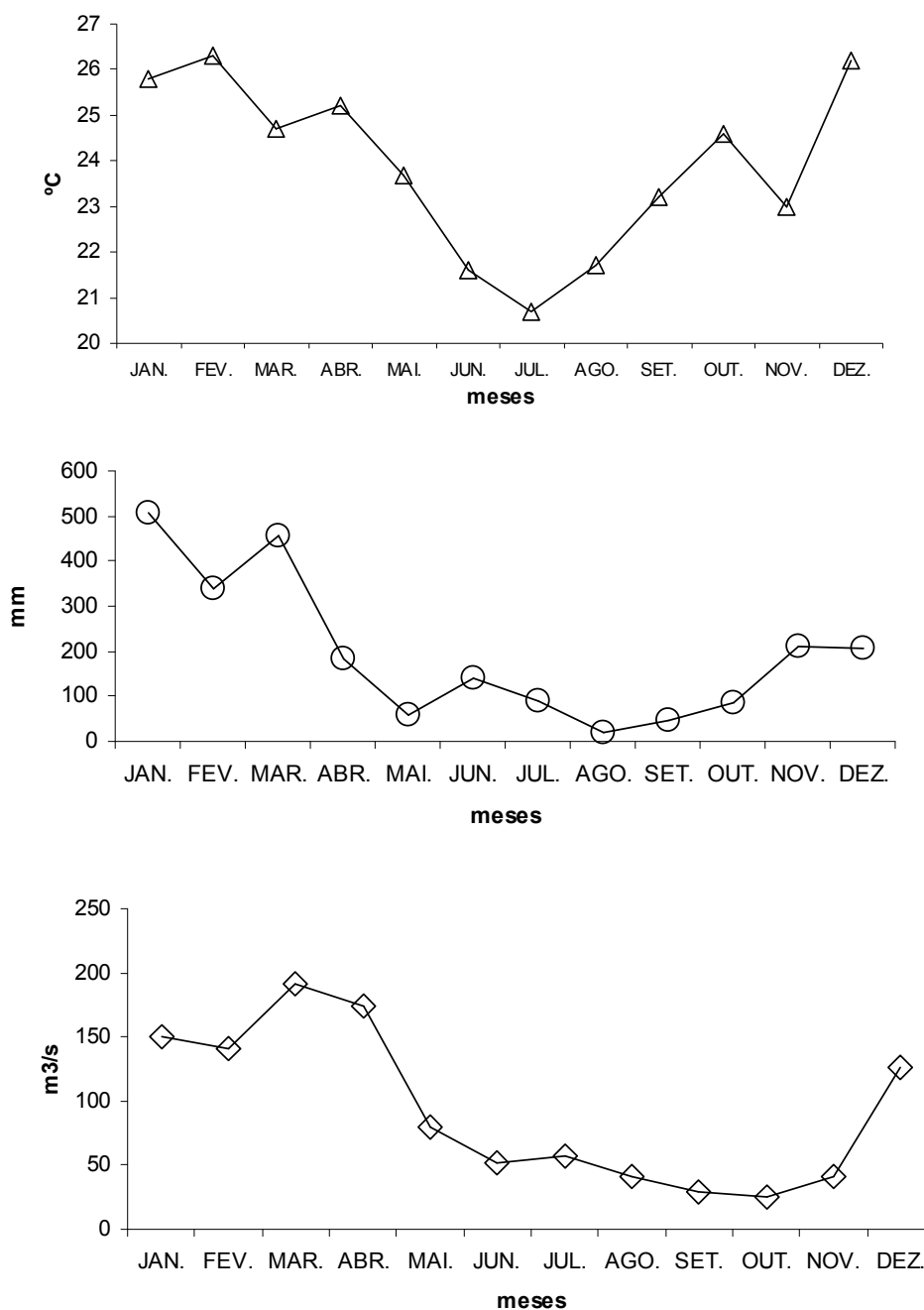


Figura 1: Médias mensais da temperatura, índice pluviométrico e vazão do rio Mucuri de janeiro a dezembro de 2004. Fonte: Estação Meteorológica da Suzano Papel e Celulose Unidade Mucuri, 2004.

Nota-se que não houve variações expressivas quanto aos valores da temperatura de janeiro a dezembro de 2004. Em relação ao índice pluviométrico e a vazão do rio Mucuri no mês de abril ocorreu maior volume de chuvas e, conseqüentemente, maior volume de água do rio no mês de outubro do mesmo ano.

Análise físico-química: Foram consideradas três estações de estudo (figura 2), caracterizadas por serem monoespecíficas, a saber: Estação 1: *Avicennia germinans*, Estação 2 : *Laguncularia racemosa* e Estação 3: *Rhizophora mangle*. Em cada estação foram selecionadas dez árvores, sendo cinco localizadas no bosque ribeirinho e cinco no bosque de bacia, distante aproximadamente 250 m da margem do rio e então, coletadas amostras de sedimento e de folhas em abril e outubro de 2004, conforme metodologia adotada por Cuzzuol & Campos (2001). Para cada árvore coletou-se cerca de 0,5 kg de sedimento da rizosfera e 50 folhas adultas e verdes do terceiro par de folhas dos ramos basais marginais. As folhas foram acondicionadas em caixas isotérmicas com gelo e, juntamente com as amostras de sedimento, foram conduzidas ao laboratório de Análise de Solos e de Plantas do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER), localizado no município de Linhares/ES, para as determinações de macro e micronutrientes, teor de matéria orgânica (M.O.) e granulometria dos sedimentos. Assim que as amostras chegaram ao laboratório do Incaper, passaram por um processo de secagem feita em estufa com ventilação forçada sob uma temperatura máxima de 40°C.

A determinação do pH do sedimento foi feita em água com KCl e CaCl₂, numa relação de 1:2,5; a matéria orgânica (M.O.) do solo foi determinada através da oxidação por Na₂Cr₂O₇ 4N e H₂SO₄ 10N; para a extração de P, Na, K, Fe, Zn, Mn e Cu, utilizou-se o extrator Mehlich 1; Ca, Mg e Al foram extraídos com o extrator KCl a 1M. A determinação da acidez potencial (H + Al) foi realizada através da extração pelo método SMP. A extração do B foi realizada em água quente e o S em solução de fosfato monocálcico em ácido acético. Os métodos utilizados para estas análises são pormenorizadamente descritos por Bataglia et al. (1983) e EMBRAPA (1997).

Na rizosfera saturada de água de cada uma das cinco árvores, foram realizadas *in situ*, medidas de temperatura (°C) do sedimento com uso de termômetro de solo, e medidas de pH e salinidade da água intersticial (S‰) através de um equipamento

portátil Hydrolab Surveyor 3, aferido conforme instruções do fabricante com soluções conhecidas de condutividade. A partir dos resultados das análises químicas, foram calculadas a capacidade de troca catiônica (CTC), a soma de bases trocáveis (S), a percentagem de saturação por bases (V) no sedimento, e determinado o fator de concentração (FC) dos nutrientes segundo Salisbury & Ross (1992), sendo a concentração foliar (ppm) dividida pela concentração da rizosfera (ppm).



Figura 2: Imagem Landsat da área do manguezal do rio Mucuri - BA. O círculo amarelo mostra a área de coleta.

Análise Estatística: Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), em delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema fatorial (3x2x2) representando três espécies, duas regiões fisiográficas (regiões ribeirinha e bacia) e duas situações de vazão do rio. No mês de abril, caracterizado pela elevada vazão, e de outubro pela baixa vazão. Utilizou-se o programa ASSISTAT versão 7.4 beta (Silva & Azevedo, 2007) e quando houve significância, aplicou-se o teste de Tukey em 1 e 5% de nível de significância. Foram consideradas variações espaciais como aquelas ocorridas entre as duas regiões analisadas e variação temporal entre as duas épocas do ano, isto é, abril e outubro.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Parâmetros físico-químicos e sedimentológicos

Os resultados das análises texturais (tabela 1) demonstraram que a tendência das frações inorgânicas obedeceu à seguinte ordem decrescente de concentração: argila > silte > areia fina > areia grossa para *A. germinans* e *L. racemosa*; e argila > areia fina > silte > areia grossa para *R. mangle*.

Tabela 1: Valores médios das frações granulométricas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle*, nas regiões ribeirinha e de bacia, em abril e outubro e a variação das interações entre esses três fatores no Manguezal do estuário do rio Mucuri, BA. Letras minúsculas comparam as médias nas linhas. As letras e os asteriscos (**) representam $P < 0,01\%$.

Fator de variação	Granulometria (%)			
	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila
Estação				
<i>A. germinans</i>	5,95 b	7,60 c	36,10 a	50,30 a
<i>L. racemosa</i>	12,75 a	15,80 b	29,50 b	41,95 b
<i>R. mangle</i>	5,10 b	32,65 a	27,70 b	34,70 c
Região				
Ribeirinha	6,90 a	20,57 a	29,97 a	42,57 a
Bacia	8,97 a	16,80 a	32,23 a	42,07 a
Época				
Abril	8,50 a	20,63 a	29,77 a	41,10 a
Outubro	7,37 a	16,73 a	32,43 a	43,53 a
Interação entre os fatores				
Estação X Região	ns	**	**	**
Estação X Época	ns	ns	ns	ns
Região X Época	ns	ns	ns	ns

De modo geral, as estações analisadas são de constituição silto-argilosa, salvo a estação de *Rhizophora* que apresentou valores equivalentes de argila e areia fina.

Tanto nos bosques, quanto nas duas épocas analisadas houve também um predomínio da fração argila (tabela 1).

O fato das estações estarem localizadas num ambiente de baixa energia propicia o domínio das frações silte/argila (Schaeffer-Novelli et al., 1991). Em estudos realizados nos manguezais de Caravelas, sul da Bahia, Schaeffer-Novelli et al. (1994) relacionaram a textura do sedimento à energia das marés, das ondas e do regime fluvial, indicando que áreas de maior energia tendem a possuir sedimento com fração mais grosseira e em áreas com menor energia, há um favorecimento à deposição de silte e argila.

Jimenez (1994) descreve que o regime de correntes pode influenciar a composição física do sedimento e, conseqüentemente, definir o sucesso e domínio das espécies vegetais. Por outro lado, o emaranhado de rizóforos e pneumatóforos facilitam a deposição de particulados finos até o interior dos bosques funcionando como “barreiras” físicas (Lugo & Snedaker, 1974; Cintrón & Cintrón, 1980).

Tabela 2 - Valores médios da interação de frações granulométricas entre as regiões ribeirinha e de bacia e estações de domínio de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* do manguezal do rio Mucuri, BA em 2004. $P < 0,01\%$. (n = 5). Nas linhas, as letras maiúsculas comparam as médias de cada espécie entre as regiões e as letras minúsculas comparam as médias entre as espécies no mesmo bosque.

Granulometria (%)	Região Ribeirinha			Região de bacia		
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
Areia fina	7,7 bA	9,9 bB	44,1 aA	7,5 bA	21,7 aA	21,2 aB
Silte	35,5 aA	32,5 aA	21,9 bB	36,7 aA	26,5 bB	33,5aA
Argila	50,9 aA	47,4 aA	29,4 bB	49,7 aA	36,5 bB	40,0 bA
Areia grossa	5,90 abA	10,2 aB	4,6 bA	6,0 bA	15,3 aA	5,6 bA

De acordo com a tabela 2, houve interação entre as estações e regiões ribeirinha e de bacia para as demais frações, demonstrando que os bosques das três estações analisadas possuem características granulométricas diferentes.

As proporções de areia fina, silte e argila não variaram entre as duas regiões em *A. germinans*. A fração areia fina em *L. racemosa* foi maior na região de bacia, ocorrendo o oposto em *R. mangle* cujo valores foram maiores na região ribeirinha. Maiores valores de silte ocorreram nas regiões ribeirinha e de bacia em *A. germinans*. Quanto aos teores de argila, maiores valores foram observados nos

sedimentos de *A. germinans* e *L. racemosa* na região ribeirinha e *A. germinans* e *R. mangle* na região de bacia. Cintrón & Schaeffer-Novelli (1983) descrevem que os solos de mangue são formados por sedimentos que podem ser autóctones ou alóctones, e que esses ambientes em geral são de baixa energia havendo preponderância de acúmulo de frações finas (argilas e siltes).

De modo geral, *A. germinans* não apresentou diferenças nas frações granulométricas entre as duas regiões analisadas. Para *R. mangle* houve um maior acúmulo das frações silte e argila na região de bacia, enquanto na região ribeirinha o maior acúmulo foi da fração areia fina. Na estação dominada por *L. racemosa* houve um predomínio das frações silte e argila na região ribeirinha (tabela 2). Ainda com relação à espécie *L. racemosa*, esta estação apresentou os maiores teores de areia grossa, e o fato desta espécie estar localizada na margem interna de um meandro do rio, onde ocorre deposição, principalmente de areia, seja a provável explicação para a presença deste material mais grosseiro na região ribeirinha.

Através da interação ocorrida entre as frações granulométricas das estações entre as duas regiões analisadas, ficou demonstrado que a proporcionalidade destas frações foi bastante diferente, sendo possível inferir que os bosques, ribeirinho e de bacia possuem características granulométricas diferentes.

Não houve interação das estações e nem das regiões com os meses de maior e menor vazão do rio Mucuri. O fato de não haver variações na granulometria das duas regiões, dentro das estações analisadas, ao longo de um ano sugere que os sedimentos estudados não tiveram sua composição alterada pelo transporte das águas do rio e do mar, no período amostrado. Neste sentido, a arquitetura vegetal pode ter tido uma significativa participação no aprisionamento e estabilização dos sedimentos mesmo em condições de menores ou maiores volumes de água.

Tabela 3: Valores médios de parâmetros físico-químicos das rizosferas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle*, nas regiões ribeirinha e bacia e em abril e outubro de 2004 no manguezal do rio Mucuri, BA. M.O.= matéria orgânica, S= soma de bases trocáveis, t= capacidade de troca catiônica, V= percentagem de saturação por bases, T°C= temperatura e S‰= salinidade. Nas colunas as letras minúsculas comparam as médias entre os fatores. * - (P < 0,05%) e ** (P < 0,01%). (n = 5).

Fator de Variação	pH sed.	M.O. (g.Kg ⁻¹)	S (cmol _c .dm ⁻³)	t (mmol _c .d ⁻³)	V %	pH H ₂ O	T °C	S ‰
Estação								
<i>A. germinans</i>	4,99 a	32,9 b	23,64 b	237,6 b	75,98 a	6,96 b	26,64 b	11,30 a
<i>L. racemosa</i>	4,95 a	33,6 b	24,52 ab	247,3 b	77,14 a	7,78 a	26,69 b	11,22 a
<i>R. mangle</i>	4,07 b	39,6 a	27,18 a	277,4 a	69,00 b	6,69 b	27,18 a	9,50 a
Região								
Ribeirinha	4,66 a	30,2 b	24,85 a	251,6 a	71,59 b	6,64 b	26,45 b	10,54 a
Bacia	4,69 a	40,5a	25,38 a	256,7 a	76,50 a	7,64 a	27,23 a	10,80 a
Época								
Abril	4,22 b	33,6 a	11,73 b	123,4 b	58,98 b	7,39 a	28,59 a	0,17b
Outubro	5,13 a	37,1 a	38,50 a	384,9 a	89,11 a	6,89 b	25,08 b	21,17 a
Interação entre os fatores								
Estação X Região	**	**	**	**	**	**	**	ns
Estação X Época	**	*	ns	ns	ns	**	**	ns
Região X Época	**	ns	ns	ns	*	**	**	ns

De acordo com a tabela 3, os teores de matéria orgânica foram 39,6, 33,6 e 32,9 g.kg⁻¹ para *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. germinans* respectivamente.

A região de bacia acumulou os maiores teores de matéria orgânica sem diferenças significativas entre abril e outubro. Jennerjahn e Ittekkot (1996) estudando a matéria orgânica em sedimentos costeiros e em manguezais localizados na margem oriental do Brasil entre 8° e 24°S, observaram grandes proporções de matéria orgânica (11%) no sedimento dos manguezais o que lhes permitiu concluir que o manguezal é um retentor de M.O.. Jorcin (2000) trabalhando na área estuarina de Cananéia encontrou valores que variaram de 0,4 a 32,4%. Estes valores corroboram com

aqueles encontrados no Manguezal do estuário do rio Mucuri revelando sua riqueza em M.O..

Os altos teores desse componente sedimentológico no manguezal do rio Mucuri podem estar relacionados à baixa energia do ambiente, cujo predomínio é de sedimentos finos já que, de uma maneira geral, a baixa velocidade das correntes ocasiona o acúmulo de uma grande variedade de compostos orgânicos no ambiente sedimentar próximo. Em estudo feito em manguezais no norte da Austrália, Boto & Wellington (1984) confirmaram esta relação entre a textura do sedimento e os teores de matéria orgânica.

A presença de níveis significativos de M.O. é esperada em ambientes de baixa energia onde há um predomínio de sedimentos finos, como nos manguezais que por serem locais de sedimentação, a baixa velocidade das correntes levará ao acúmulo de uma grande quantidade de compostos orgânicos e de partículas finas (Siqueira et al., 2006).

Houve interação desta variável nas estações com as regiões e com períodos de maior e menor vazão do rio indicando que, a matéria orgânica é influenciada pelas características granulométricas de cada região e por períodos de menor ou maior pluviosidade e vazão do rio.

Em relação à variação espacial (interação entre estação x região) mostrada na tabela 4, houve diferença significativa da M.O., tendo a região de bacia acumulado os maiores teores, principalmente na estação de predomínio de *R. mangle* cuja média foi de 50,1 g.Kg⁻¹. Na região ribeirinha, a espécie *A. germinans* apresentou maiores valores (32,3 g.Kg⁻¹). Espécies de manguezal, principalmente aquelas pertencentes ao gênero *Rhizophora*, acumulam maiores teores de matéria orgânica (Twilley et al., 1995).

Os valores encontrados nesta estação assemelham-se àqueles encontrados no mesmo manguezal por Cuzzuol & Campos (2001) para a estação dominada por *R. mangle*. López-Portillo & Ezcurra (1989) e Carmo et al. (1998) também encontraram altos teores de M.O. em sedimento de *Rhizophora mangle* em manguezal no México (8%) e em Vitória, respectivamente. Geralmente os manguezais possuem teores de matéria orgânica variando entre 01 e 04%. Cintrón & Schaeffer-Novelli (1981) apresentaram dados relativos à matéria orgânica em sedimentos de *Rhizophora* de

até 41,21%, nos bosques de *Avicennia*, 10,58% e nos bosques de *Laguncularia*, 9,73%.

As variações espaciais expressas pelas diferenças observadas entre as estações podem estar relacionadas também à presença das diferentes espécies de mangue. Lacerda et al. (1995) encontraram um maior acúmulo de M.O. em sedimentos de *R. mangle* em comparação aos de *Avicennia schaueriana*. Eles comprovaram que esta diferença está diretamente relacionada à presença de substâncias produzidas pelas plantas como, por exemplo, o tanino, que podem alterar significativamente o padrão de degradação da matéria orgânica através do aumento do pH. O fato de o trabalho ter sido realizado em um bosque monoespecífico pode ter influenciado ainda mais a distribuição da M.O. nas regiões analisadas.

Em relação à variação temporal (interação entre estação e época do ano), evidenciada na tabela 5, o mês de maior vazão do rio (outubro) acumulou os maiores conteúdos de M.O., principalmente em *R. mangle*. O fato de a quantidade de M.O. ter sido maior no mês de menor vazão do rio pode ter tido uma relação direta com a produção de serrapilheira. O material proveniente da serrapilheira se acumula na superfície do sedimento por um período mais longo sem ser lavado, resultando em maiores teores de M.O. disponível (Tam & Wong, 1998).

Comparando-se os dois meses analisados, observou-se que em abril o índice pluviométrico foi maior, levando a um aumento do volume de água doce e, por conseguinte, um aumento da vazão do rio, que pode ter sido responsável pela remoção da matéria orgânica, tendo como reflexo menores teores de M.O. nas estações do manguezal nesta época do ano.

Souza et al. (1993, 1994) argumentam que existe uma relação direta entre percentuais de M.O. e os teores de areia, o que foi confirmado, em parte, no manguezal do rio Mucuri. *R. mangle* apresentou maiores teores de areia fina e, em consequência, maiores teores de M.O. A região de bacia também apresentou maiores teores de areia e de M.O..

O sedimento do manguezal do rio Mucuri pode ser considerado moderadamente ácido, com os valores de pH das rizosferas das três espécies variando entre 4,07 e 4,99 (tabela 3), apresentando diferenças espaciais e temporais. Em relação à variação espacial (interação entre estação e região), mostradas na tabela 4,

percebeu-se que a espécie *R. mangle* apresentou os valores mais ácidos, nas duas regiões estudadas. Na região ribeirinha, este valor apresentou-se fracamente ácido, com exceção de *R. mangle* que caracterizou-se por apresentar pH fortemente ácido. Na região de bacia, o pH observado esteve na faixa de moderadamente ácido.

As interações apresentadas para esta variável indicam que houve variação temporal (interação entre estação e época do ano) mostrada na tabela 5, onde se observa valores mais ácidos de pH no mês de maior vazão (abril), principalmente na estação dominada por *R. mangle*.

Quando comparadas as regiões e os meses de menor e maior vazão do rio, observou-se um comportamento semelhante ao das estações. Os valores de pH das regiões ribeirinha e de bacia foram mais ácidos em abril quando comparados com outubro.

As variações do pH relacionam-se com os teores de oxigênio e gás carbônico dissolvidos na água e, portanto, estão relacionados à decomposição de matéria orgânica. Assim sendo, uma grande absorção do gás carbônico durante a fotossíntese na zona eufótica, pode elevar o pH; porém a liberação do referido gás durante o processo de decomposição da matéria orgânica na água, resultará na redução do pH (CETESB, 1978), constatando que solos de *Rhizophora* apresentam pH mais baixo em relação aos solos de *Avicennia*, quando estão saturados de água.

Tomlinson (1986) demonstrou que em sítios de pH mais elevado predominam as espécies *L. racemosa* e *R. mangle*. A concentração hidrogeniônica, além de influenciar a disponibilidade dos elementos, pode alterar a absorção dos nutrientes do solo (Islam et al., 1980). Assim, embora o substrato de *A. germinans* possa ser classificado como pobre em macronutrientes em relação aos substratos das outras duas espécies estudadas, essa espécie acumulou mais N, P e K, possivelmente devido às boas condições do pH para a absorção, uma vez que estes elementos químicos tendem a ter absorção otimizada em pH 5,5 a 6,0 (Malavolta, 1980), como constatado nas estações analisadas no manguezal do rio Mucuri.

O pH da água intersticial variou de neutro a fracamente alcalino, com os valores de pH das três espécies variando entre 6,69 e 7,78 (tabela 3). *R. mangle* e *A. germinans* apresentaram valores dentro da neutralidade enquanto *L. racemosa* apresentou-se fracamente alcalina. Em geral, o pH da região ribeirinha esteve neutro

em relação à região de bacia que esteve alcalino. Comparando-se as duas regiões em relação à época do ano, foi possível perceber que a região de bacia apresentou valores mais alcalinos e a região ribeirinha ficou na neutralidade. Tais variações refletem as flutuações cíclicas da maré e do aporte de água doce. Cuzzuol e Campos (2001) e Bernini et al. (2006) encontraram o mesmo comportamento de pH estudando os aspectos nutricionais dos manguezais de Mucuri e São Mateus respectivamente.

A temperatura dos sedimentos das rizosferas das três espécies vegetais estudadas variou entre 26,6 e 27,2°C (tabela 3) apresentando assim, variações espaciais e temporais. A região de bacia e o mês de maior vazão (abril) apresentaram as maiores temperaturas. Em relação à variação espacial da temperatura, Souza et. al. (2004), estudando os efeitos da mesma sob manguezal em Bragança-PA, afirmaram que a cobertura vegetal foi a responsável pela sua atenuação em áreas de manguezal. Sabendo-se que as regiões fisiográficas (ribeirinha e bacia) do presente trabalho, possuem características estruturais diferentes, pode-se afirmar que a vegetação foi a responsável pelas diferenças ocorridas na temperatura do sedimento.

Tabela 4. Valores médios das interações entre Fator 1 (Estação) e Fator 2 (Região) dos parâmetros físico-químicos, frações granulométricas e macro e micronutrientes foliares de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* nos bosques ribeirinho e de bacia da vegetação do Manguezal do estuário do rio Mucuri, BA. Nas linhas, as letras maiúsculas comparam as médias de cada espécie entre os bosques e as letras minúsculas comparam as médias entre as espécies no mesmo bosque ($p < 0,05\%$). V = percentagem de saturação por bases, S = soma de bases trocáveis, t = capacidade de troca catiônica, M.O. = matéria orgânica.

Fator de Variação	Bosque ribeirinho			Bosque de bacia		
	<i>A.germinans</i>	<i>L.racemosa</i>	<i>R.mangle</i>	<i>A.germinans</i>	<i>L.racemosa</i>	<i>R.mangle</i>
Sedimento						
pH sedim.	5,14 aA	5,18 aA	3,67 bB	4,85 aB	4,73 abB	4,48 bA
pH água	6,9 aA	6,8aB	6,2aB	7,0bA	7,0aB	6,7aA
V (%)	76,25 aA	76,74 aA	61,78 bB	75,72 aA	77,55 aA	76,22 aA
S (cmol _c /dm ³)	24,43 aA	27,24 aA	22,82 aB	22,85 bA	21,80 bB	31,48 aA
t (cmol _c /dm ³)	24,54 aA	27,43 aA	23,50 aB	22,99 bA	22,03 bB	31,97 aA
M.O. (g.Kg ⁻¹)	32,3 aA	29,3 aB	29,0 aB	33,6 bA	37,8 bA	50,1 aA
P (mg/dm ³)	14,58 abB	16,50 aA	12,61 bA	17,71 aA	14,14 bB	14,29 bA
K (mg/dm ³)	457,5 aA	401,5 aA	270,2 bB	439,5 aA	410,7 aA	428,1 aA
Ca (mg/dm ³)	802,0 aA	840,0 aA	882,0 aB	690,0 bA	784,0 bA	1.260,0 aA
Mg (mg/dm ³)	885,7 abA	922,0 aA	732,0 bB	808,3 bA	765,9 bB	1.188,2 aA
Cu (mg/dm ³)	1,79 aA	1,68 aA	1,06 bA	1,95 aA	1,21 bB	1,04 bA
Fe (mg/dm ³)	2.104,2 aA	2.169,1 aA	2.145,3 aB	1.938,7 bA	1.330,1 cB	2.526,6 aA
Mn (mg/dm ³)	90,97 aA	85,55 aA	43,93 bB	60,81 abB	38,77 bB	83,93 aA
Zn (mg/dm ³)	9,19 aA	10,15 aA	8,93 aB	8,94 bA	9,02 bA	13,70 aA
Granulometria						
Areia fina (%)	7,70 bA	9,90 bB	44,10 aA	7,50 bA	21,70 aA	21,20 aB
Silte (%)	35,50 aA	32,50 aA	21,90 bB	36,70 aA	26,50 bB	33,50aA
Argila (%)	50,90 aA	47,40 aA	29,40 bB	49,70 aA	36,50 bB	40,00 bA
Folha						
K (g.kg ⁻¹)	14,0 aA	9,8 bA	9,8 bA	10,0 aB	10,1 aA	8,2 aA
Cu (mg/Kg)	1,56 aA	1,47 aA	0,27 bA	0,55 bB	1,95 aA	0,01 bA

A salinidade da água intersticial das rizosferas, mostrada na tabela 3, apresentou-se equivalente entre as três espécies vegetais analisadas, com valores variando entre 9,5 e 11,3‰. Não houve interação entre as estações e as regiões analisadas, porém, percebeu-se uma significativa diferença entre os meses de menor e maior vazão do rio. Os valores apresentados em outubro (21,17 ‰) foram de acordo com o estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005, classificados como água salobra, enquanto os valores encontrados em abril (0,17 ‰) como água doce.

Nos sedimentos a salinidade é um parâmetro que é controlado principalmente por condições sazonais e o influxo de água doce (Marchand et al., 2004). Alguns autores

como Soto & Jimenez (1982), citam que em ambientes áridos, normalmente de substrato arenoso, podem sofrer uma elevação de seu gradiente salino caso ocorram períodos prolongados de seca e/ou um aumento da temperatura.

Tabela 5. Valores médios das interações entre Fator 1 (Estação) e Fator 3 (Época) das propriedades físico-químicas da rizosfera e dos macro e micronutrientes foliares de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* em abril e outubro de 2004 no Manguezal do estuário do rio Mucuri, BA. Nas linhas, as letras maiúsculas comparam as médias de cada espécie entre as épocas e as letras minúsculas comparam as médias entre as espécies na mesma época ($p < 0,05\%$).

Fator de Variação	Época de maior vazão (abril)			Época de menor vazão (outubro)		
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
Sedimento						
pH água	6,9 bA	8,5 aA	6,7 bA	7,0 aA	7,0 aB	6,7aA
M.O.(g.kg ⁻¹)	35,0 aA	32,0 aA	34,0 aB	31,0 bA	35,0 bA	45,0 aA
pH sedim.	4,5 aB	4,4 aB	3,8 bB	5,5 aA	5,5 aA	4,4 bA
P (mg.dm ³)	16,8 aA	14,4 bB	13,6 bA	15,5 aA	16,2 aA	13,3 bA
K (mg.dm ³)	391,0 aB	301,2 aB	207,3 bB	506,0 aA	511,0 aA	491,0 aA
Ca (mg.dm ³)	840,0 bA	920,0 bA	1.320,0 aA	660,0 aB	700,0 aB	820,0 aB
Fe (mg.dm ³)	2.533,1 aA	2.019,5 bA	2.652,9 aA	1.419,8 bB	1.479,7 bB	2.018,9 aB
Folha						
S (g.kg ⁻¹)	2,0 aA	2,0 aB	2,0 aA	2,0 abA	3,0 aA	2,0 bB
Mg (g.kg ⁻¹)	5,0 aB	3,0 bB	5,0 aB	10,0 aA	7,0 bA	7,0 bA
K (g.kg ⁻¹)	10,0 aB	11,0 aA	10,0 aA	14,0 aA	9,0 bA	9,0 bA
N (g.kg ⁻¹)	19,0 aB	15,0 bA	15,0 bA	21,0 aA	13,0 cB	15,0 bA
P (g.kg ⁻¹)	1,2 bB	1,6 aA	1,0 cB	1,5 aA	1,5 aA	1,2 bA
Ca (g.kg ⁻¹)	0,14 bB	0,98 aB	1,17 aB	1,22 cA	2,70 aA	2,13 bA
Cu (mg.kg)	0,22 aB	0,6 aB	0,01 aA	1,9 bA	2,9 aA	0,3 cA
Zn (mg.kg)	17,5 aB	20,5 aA	6,1 bA	24,0 aA	21,1 aA	6,9 bA
B (mg.kg)	31,6 bA	35,4 bA	54,9 aA	21,5 cB	31,4 bA	57,1aA
Fe (mg.kg)	182,2 bA	1.300,0 aB	61,1 bA	178,3 bA	1.816,1 aA	50,8 bA

Cohen et al. (1999) encontraram a mesma variação temporal entre a salinidade e os períodos seco e chuvoso em manguezal de Bragança no Pará. No ecossistema manguezal os sedimentos sofrem importantes variações no seu gradiente salino, sendo estas, reguladas por processos como evapotranspiração, precipitação, frequência de inundação e flutuações das marés (Jimenez, 1994).

Tabela 6. Valores médios das interações entre fator 2 (Região) e fator 3 (Época) dos parâmetros físico-químicos, nutrientes do sedimento e folhas das regiões ribeirinha e bacia nos meses de abril e outubro do Manguezal do estuário do rio Mucuri, BA. Nas linhas, as letras maiúsculas comparam as médias de cada fator entre os meses e as letras minúsculas comparam as médias de cada fator entre as regiões ($p < 5\%$) ($n=5$).

Fator de Variação	Época de maior vazão (abril)		Época de menor vazão (outubro)	
	Região Ribeirinha	Região de Bacia	Região Ribeirinha	Região de Bacia
Sedimento				
pH água	6,5 bA	8,2aA	6,7aA	7,0aB
pH sedim.	4,13 aB	4,31 aB	5,19 aA	5,07 aA
K (mg.dm ³)	244,80 bB	354,87 aB	508,00 aA	497,33 Aa
V (%)	54,73 bB	63,22 aB	88,45 aA	89,77 aA
Fe (mg. dm ³)	2.559,63 aA	2.244,03 bA	1.659,38 aB	1.619,56 aB
Folha				
Cu (mg.kg ⁻¹)	0,15 aB	0,37 aB	2,05 aA	1,30 bA

A análise química do sedimento revelou que as três estações apresentaram elevados valores de S, t e V (tabela 3) em virtude dos níveis dos cátions K, Ca e Mg, conferindo aos solos o caráter eutrófico (tabela 7).

A CTC de um solo reflete a capacidade que o mesmo tem de reter ou liberar os nutrientes à solução do solo para serem aproveitados pelas plantas. Ferreira et al. (2000) citam que solos com alta CTC, via de regra, possuem alta fertilidade natural indicada pela matéria orgânica. Esta relação direta entre a CTC e a matéria orgânica foi confirmada no presente estudo, indicando a ocorrência de variação espacial desta variável.

Malavolta (1980) comenta que a CTC é diretamente dependente da quantidade de cargas negativas dadas pelos colóides argilosos como pode ser percebido pelos baixos valores de CTC em *A. germinans* e *L. racemosa*, em comparação com *R. mangle*. Esses resultados parecem estar associados à constituição predominantemente argilosa de seus sedimentos. Não foram observadas interações entre as estações e nem regiões nos meses de maior e menor vazão quanto aos valores de S, t e V.

4.2 Macro e micronutrientes em sedimentos

Os valores médios dos macro e micronutrientes do sedimento de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* estão plotados na tabela 7.

Tabela 7: Valores médios em mg.dm³ de macro e micronutrientes das rizosferas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle*, nas regiões ribeirinha e bacia em abril e outubro de 2004 no Manguezal do rio Mucuri, BA. Nas colunas as letras minúsculas comparam as médias entre os fatores. * - (P < 0,05%) e ** (P < 0,01%). (n = 5).

Fator de variação	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn
Estação								
<i>A. germinans</i>	16,15 a	448,50 a	746,0 b	847,0 a	1.976,45 b	1,87 a	75,90 a	9,06 b
<i>L. racemosa</i>	15,32 a	406,10 ab	808,0 b	843,4 a	1.749,58 c	1,45 b	62,16 a	9,58 ab
<i>R. mangle</i>	13,45 b	349,15 b	1.072,0 a	960,7 a	2.335,91 a	1,05 c	63,93 a	11,31 a
Região								
Ribeirinha	14,56 a	376,40 b	840,0 a	847,0 a	2109,5 a	1,51 a	73,48 a	9,42 a
Bacia	15,38 a	426,10 a	910,0 a	920,8 a	1931,79 b	1,40 b	61,17 a	10,56 a
Época								
Abril	14,94 a	299,83 b	1.026,0 a	542,1 b	2.401,83 a	1,38 b	90,89 a	8,57 b
Outubro	15,01 a	502,67 a	722,0 b	1.224,5 a	1.639,47 b	1,54 a	43,76 b	11,40 a
Interação entre os fatores								
Estação X Região	**	**	**	**	**	**	**	**
Estação X Época	*	*	*	ns	ns	**	ns	ns
Região X Época	ns	**	ns	ns	ns	*	ns	ns

Quanto ao teor de nutrientes determinados no sedimento, de um modo geral os elementos seguem a seguinte ordem decrescente: Fe > Mg > Ca > K > Mn > P > Zn > Cu (tabela 7). *A. germinans* e *L. racemosa* apresentaram os sedimentos de maior e menor concentração de macronutrientes, respectivamente. O sedimento de *R. mangle* caracterizou-se por apresentar os maiores teores de Ca, Fe e Zn, enquanto que os sedimentos de *A. germinans* destacaram-se pelos mais elevados níveis de K e Cu. As três espécies apresentaram valores semelhantes de Mn e Mg.

De maneira geral, a região ribeirinha acumulou maiores teores de micronutrientes enquanto a região de bacia, os maiores teores de macronutrientes. No mês de menor vazão (outubro) maiores teores de ambos foram acumulados. Apesar das variações descritas, os valores dos macro e micronutrientes se encontraram dentro da faixa reportada na literatura.

Os valores médios encontrados para os micronutrientes (Fe, Mn, Zn e Cu) do manguezal do rio Mucuri foram considerados inferiores às concentrações de metais encontradas em outros manguezais brasileiros. Lacerda & Rezende (1987); Oliveira et al. (1998) e Machado et al. (2002) encontraram valores muito superiores, sendo estes atribuídos à poluição. Os baixos teores encontrados neste estudo podem estar relacionados à ausência de atividades industriais ou quaisquer outras fontes poluidoras nos arredores do manguezal em tela.

Sessegolo (1997) discutiu em seu trabalho uma possível correlação existente entre a produção de serrapilheira e as variáveis climáticas, evidenciando que para o Manguezal do rio Bagaçu - PR houve uma maior produção de serrapilheira no verão em relação à produção no inverno. Sendo assim, para o manguezal do rio Mucuri é possível afirmar que o índice de chuvas e conseqüentemente, a vazão do rio, maiores no mês de abril, sejam os principais fatores ambientais relacionados à disponibilidade de nutrientes tanto na vegetação quanto em fontes terrestres, influenciando diretamente o aumento da concentração de metais pesados (micronutrientes), já que estes podem ser fornecidos ao manguezal através de fontes terrestres.

A interação entre os fatores 1 (estação) e 2 (região) (tabela 4) evidenciou que todos os macro e micronutrientes apresentaram variação espacial, demonstrando mais uma vez as diferenças existentes entre os bosques ribeirinho e de bacia. De maneira geral, a região ribeirinha acumulou maiores teores de micronutrientes enquanto a região de bacia, os maiores teores de macronutrientes.

A variação espacial dos macro e micronutrientes no presente trabalho pode ter uma relação direta com os tipos de sedimentos. Diversas propriedades do sedimento como textura, teor de matéria orgânica, CTC, pH, salinidade, potencial redox podem estar envolvidos no processo de imobilização dos nutrientes (Tam & Wong, 1993).

Foi possível observar que todos os parâmetros físico-químicos e os teores de M.O. (tabela 3) variaram espacialmente e, sendo assim, é provável que esta variação seja a responsável por regular a absorção de nutrientes.

As espécies *A. germinans* e *L. racemosa* obtiveram valores mais altos de macro e micronutrientes na região ribeirinha, enquanto que em *R. mangle* estes valores foram maiores na região de bacia.

Com relação à interação entre os fatores 1 (estação) e 3 (época do ano), observou-se que apenas o P, K, Ca e o Fe variaram entre os meses de maior e menor vazão do rio. Os valores de K foram maiores no mês de menor vazão do rio enquanto que as concentrações de Ca e Fe foram maiores no mês de maior vazão do rio.

A variação temporal dos nutrientes K, Ca e Mg sofre influência direta das marés e do fluxo de água dos rios (Cohen et al., 1999). Durante as épocas de maior e menor vazão do rio há, respectivamente, uma diminuição e um aumento das concentrações de K e Ca devido a maior ou menor influência das marés, já que a fonte destes elementos é marinha.

Em relação à interação entre os fatores região (2) x época do ano (3) (tabela 6), apenas o K e o Fe variaram, indicando que as duas regiões (ribeirinha e bacia) apresentaram comportamentos diferentes nas duas épocas analisadas. No mês de menor vazão, as duas regiões apresentaram os maiores teores de K. Sendo o mar uma das maiores fontes de K, entre outros, estes provavelmente o têm como fonte.

No mês de maior vazão (abril) houve diferenças entre as regiões, tendo a região de bacia acumulado os maiores teores deste elemento. No mês de menor vazão (outubro) não houve variação entre as duas regiões analisadas.

4.3. Macro e Micronutrientes Foliare

As concentrações dos macro e micronutrientes foliares de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* nas duas regiões e épocas do ano estão plotados na tabela 8.

Tabela 8. Valores médios das concentrações de macro e micronutrientes foliares em *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* nos bosques ribeirinho e de bacia, em abril e outubro, da vegetação do Manguezal do estuário do rio Mucuri, BA em 2004. Nas colunas as letras minúsculas comparam as médias entre as espécies, as regiões e as épocas do ano. * - (P < 0,05%) e ** (P < 0,01%). (n = 5).

Fator de variação	g.kg-1						mg.kg-1				
	N	P	K	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Mn	Cu	B
Estação											
<i>A. germinans</i>	20,0a	1,3b	12,0a	0,68b	0,73a	2,2a	20,73a	180,23 b	201,70b	1,06b	26,32c
<i>L. racemosa</i>	14,4b	1,6a	9,9b	1,84a	0,48c	2,3a	20,77a	1.557,81a	95,70c	1,71a	33,41b
<i>R. mangle</i>	14,8b	1,1c	9,0b	1,65a	0,59b	2,1a	6,51b	55,95c	594,28a	0,14c	56,00a
Região											
Ribeirinha	15,5b	1,3a	11,2a	1,39a	0,59a	2,2a	16,62a	554,64a	313,01a	1,10a	40,25a
Bacia	17,2a	1,4a	9,4b	1,39a	0,61a	2,2a	15,39a	641,36a	281,43a	0,84a	36,90b
Época											
Abril	16,3a	1,3b	10,1a	0,76b	0,39b	2,2a	14,68b	514,26b	267,62a	0,26b	40,48a
Outubro	16,5a	1,4a	10,5a	2,02a	0,81a	2,2a	17,33a	681,74a	326,82a	1,68a	36,67b
Interação entre os fatores											
Estação X Região	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns
Estação X Época	**	**	**	**	**	**	**	**	ns	**	**
Região X Época	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns

A proporção dos teores médios observados para os nutrientes das folhas encontrou-se dentro da faixa descrita na literatura (Lacerda et al., 1986; Cuzzuol & Campos, 2001 e Bernini et al., 2006).

A composição mineral foliar das espécies do manguezal do rio Mucuri diferiu entre si nas concentrações das bases trocáveis na seguinte ordem decrescente: $K > Mg > Ca$ em *A. germinans* e $K > Ca > Mg$ em *L. racemosa* e *R. mangle* (tabela 8).

Apesar desta similaridade, se observou diferenças interespecíficas no manguezal do rio Mucuri. Orians et al. (1995) explicaram que podem existir diferenças quanto à composição química foliar entre plantas de um mesmo ecossistema. Estas diferenças foram bem características no manguezal do rio Mucuri, quando comparadas, por exemplo, com o trabalho de Lacerda et al. (1986) que encontraram a mesma ordem de concentração de bases trocáveis: $K > Mg > Ca$ para as três espécies em um manguezal do litoral sul do Brasil.

Houve uma incorporação preferencial de Mn em *R. mangle* e de Fe em *L. racemosa*, corroborando resultados descritos para o mesmo manguezal (Cuzzuol & Campos, 2001; Bernini et al., 2006). Lacerda et al. (1985) mostraram que existe uma relação direta entre os mecanismos de controle de entrada de sal e a absorção de metais do sedimento. Desta forma, o fato de *R. mangle* apresentar um mecanismo de exclusão de sal na raiz, poderia servir para evitar a entrada de metais como Zn, Fe e Cu, enquanto na *L. racemosa*, por apresentar um mecanismo diferente, (sal - includente) não possui a mesma habilidade.

Em relação à interação entre o fator 1 (estação) e o fator 2 (região) percebeu-se variações somente para os elementos K e Cu. Na região ribeirinha, *A. germinans* apresentou os maiores teores destes elementos, enquanto na região de bacia os maiores valores foram apresentados por *L. racemosa*. Parece não haver muita influência da região em que a árvore está localizada nos conteúdos de nutrientes foliares.

Em relação à interação entre o fator 1 (estação) e o fator 3 (época), com exceção do Mn, todos os macro e micronutrientes foliares variaram. Na região ribeirinha, *A. germinans* acumulou os maiores teores de N; *L. racemosa* os maiores teores de P e Fe e *R. mangle* os maiores teores de B. Ainda na região ribeirinha, os teores de K, S e Cu foram semelhantes nas três espécies. Na região de bacia os maiores acúmulos foram de N, K e Mg em *A. germinans* e Ca, S, Fe e Cu em *L. racemosa* e *R. mangle* acumulou os menores valores de B.

Entre as espécies, estatisticamente não foi possível comprovar a relação existente entre a salinidade e o nível de Ca foliar, porém, os valores encontrados para o fator três (época) e a interação entre os fatores 1 e 3 foram importantes para mostrar esta relação.

Waisel (1972) afirma que a absorção do elemento Ca é controlada de forma antagônica, pelo nível de Na presente no sedimento. Desta maneira percebeu-se que em abril, o mês de maior vazão do rio, as águas doces foram a maior influência para as três espécies. Neste contexto, os níveis de Ca foliares foram baixos. Porém, em outubro, quando a vazão do rio foi menor, havendo uma maior influência da água do mar, os valores de Ca foliar chegaram a se apresentar dez vezes maiores em *A. germinans*, quase três vezes maiores em *L. racemosa* e quase duas vezes maiores em *R. mangle* sugerindo assim, uma forte variação sazonal temporal dos teores de Ca.

Em relação à variação entre os fatores 2 (região) e 3 (época), o elemento que variou foi o Cu, tendo na época de outubro (menor vazão do rio) valores significativamente maiores do que em abril (maior vazão do rio), nas duas regiões analisadas.

De maneira geral podemos perceber que o mês de menor vazão (outubro) e a região de bacia acumularam os maiores teores de macro e micronutrientes. O fato de as menores concentrações de macro e micronutrientes estarem associadas às épocas de maior influência da vazão pode ser explicado pelo efeito da diluição dos nutrientes pelas águas dos rios em épocas de maior fluxo de água dos rios e maiores marés (Lara & Dittmar, 1999).

A relação P/N não variou entre os dois bosques e as duas épocas do ano, houve apenas uma variação interespecífica, sendo que o maior valor ocorreu nos sedimentos de *L. racemosa* (0,11), enquanto *A. germinans* e *R. mangle* apresentaram valores menores de 0,07 (dados não apresentados). As menores relações apresentadas por *A. germinans* e *R. mangle* podem ser explicadas pelo fato destas espécies terem apresentado as menores concentrações de P e os maiores teores de N, quando comparadas à *L. racemosa*.

As relações nutricionais revelam que espécies restritas a locais mais ricos em nutrientes apresentam menor concentração foliar desta classe de elementos. Neste sentido, *R. mangle* destacou-se pelas menores concentrações foliares de Fe e Zn.

Para alguns autores, as diferenças entre a quantidade de determinado elemento mineral no sedimento e sua relação com a quantidade deste mesmo elemento em folhas são de responsabilidade direta dos processos que ocorrem no sedimento.

Lacerda et al. (1988) atribuíram este fato a alta capacidade de retenção destes nutrientes pelo sedimento. Outros como Sarkar & Wyn Jones (1982) mostraram que mudanças no pH da rizosfera podem causar maior ou menor disponibilidade de absorção de elementos químicos. Ross (1994) citado por Ong Che (1999) levam em consideração a participação vegetal, afirmando que as raízes finas das plantas e árvores podem fazer pequenas trocas e causar pequenas mudanças nas condições dos sedimentos das rizosferas que poderão então, influenciar a biodisponibilidade de alguns elementos para as plantas. Xian & Shokohifard (1989), sugerem que a exudação de H_2CO_3 pelas raízes solubiliza os carbonatos, fazendo com que sejam mais disponíveis para as plantas.

Dentro deste contexto, há ainda autores como Twilley et al. (1995) que sugerem que as espécies *L. racemosa* e *R. mangle* são dotadas de mecanismos de absorção radicular controladores da concentração interna dos micronutrientes e, por isso, encontram-se mais adaptadas a ambientes ricos nessa classe de elementos químicos. De acordo com esses autores, os sedimentos ocupados por *L. racemosa* e *R. mangle* possuem a capacidade de acumular e imobilizar os macronutrientes, principalmente o nitrogênio, afetando diretamente a fertilidade do solo. Tal efeito pôde ser constatado no manguezal do rio Mucuri, BA, ao se analisar as baixas concentrações internas de N, P e K nessas duas espécies. Efeito contrário foi observado no sítio de *A. germinans*.

Tabela 9: Fator de concentração (FC) dos macro e micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn nas espécies *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle*, nas regiões ribeirinha e de bacia, em abril e outubro, no Manguezal do estuário do rio Mucuri, BA em 2004. O FC foi determinado pela concentração foliar (ppm) dividida pela concentração da rizosfera (ppm).

Fator de variação	Cu	Fe	Mn	Zn
Estação				
<i>A. germinans</i>	0,56	0,09	2,65	2,28
<i>L. racemosa</i>	1,17	0,89	1,53	2,16
<i>R. mangle</i>	0,13	0,02	9,29	0,57
Região				
Ribeirinha	0,72	0,26	4,25	1,76
Bacia	0,60	0,33	4,60	1,45
Época				
Abril	0,18	0,21	2,94	1,71
Outubro	1,09	0,41	7,46	1,52

Os micronutrientes com concentração foliar inferior à concentração do sedimento revelaram valores de fator de concentração menores que 1. (tabela 9). Foi possível observar que, nenhuma das espécies acumulou Fe. E o Cu foi acumulado somente por *L. racemosa*. Todas as espécies acumularam Mn, em especial, *R. mangle*. As regiões ribeirinha e de bacia não acumularam nem Cu nem Fe. Porém no mês de menor vazão do rio houve um pequeno acúmulo de Cu. O Mn foi o elemento mais acumulado por espécie, região e época do ano.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados descritos neste trabalho demonstraram que as concentrações de nutrientes das folhas e dos sedimentos respondem a fatores diferentes. Os macros e micronutrientes foliares variaram, principalmente em função da época de menor e maior vazão do rio, revelando que os fatores hidrológicos são de extrema importância na distribuição dos nutrientes foliares ao longo do ano.

A variação dos parâmetros físico-químicos e dos teores de macro e micronutrientes das rizosferas dos sedimentos das três estações apresentou-se diferente em função da região, evidenciando que as características de cada vegetação são de extrema importância. Em alguns parâmetros, porém, ocorreram variações temporais em função da vazão do rio.

Os parâmetros granulométricos das estações analisadas apresentaram interações entre as duas regiões fisiográficas evidenciando que as diferenças se devem à presença das diferentes espécies, ou seja, cada uma das espécies contribui singularmente para que os bosques apresentem características distintas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAGON, G. T., PIRES, V. S., LACERDA, L. D. & PATCHINEELAM, S. R. Distribuição espacial de nutrientes e metais pesados em sedimentos e águas superficiais em um ecossistema de manguezal. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 1, p. 365-385, 1986.

BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, v. 2, p. 129-142, 1988.

BATAGLIA, O. C., FURLANI, A. M. C.; TEIXEIRA, J. P. F.; FURLANI, P. R.; GALLO, J. R. **Métodos de análise química de plantas**. Boletim Técnico 78. Instituto Agrônomo de Campinas, 1983.

BENNER, R.; HATCHER, P. G.; HEDGES, J. Early diagenesis of mangrove leaves in a tropical estuary: Bulk chemical characterization using solidstate ¹³C NMR and elemental analyses. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 54, p. 2003-2013, 1990.

BERNINI, E. **Estrutura da vegetação e concentração de nutrientes das folhas e do sedimento das espécies em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biociências e Biotecnologia), Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2003.

BERNINI, E.; SILVA, M. A. B.; CARMO, T. M. S.; CUZZUOL, G. R. F. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p.689-699, 2006.

BOTO, K. G., WELLINGTON, J. T. Soil characteristics and nutrient status in Northern Australian mangroves forests. **Estuaries**, v. 7, p. 61-66, 1984.

CARMO, T. M. S. do, ALMEIDA, R. de, OLIVEIRA, A. R. & ZANOTTI-XAVIER, S. Caracterização de um trecho do manguezal do rio da Passagem, Baía de Vitória, Vitória-ES. In: **ANAIS DO IV SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS**. 1., Águas de Lindóia, São Paulo: ACIESP, v.1, p. 6-19, 1998.

CEPEMAR. Centro de Pesquisas do Mar. Monitoramento do manguezal do rio Mucuri-BA. **Relatório Técnico Final** - RTF 067/96, 2v, 1996.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Determinação do pH em águas**. São Paulo, 8 p., 1978.

CHARLEY, J. L. & RICHARDS, B. N. Nutrient allocation in plant communities: Mineral cycling in terrestrial ecosystems. In: LANGE, O L.; NOBEL, P.S.; OSMOND, C.B.; ZEIGLER, H. eds. **Physiological Plant Ecology**. Springer-Verlag. 646p., 1983.

CINTRÓN, B.; CINTRÓN, G. **Manglares...unos aspectos de su ecología em Puerto Rico**. Junta de Calidad Ambiental, Gobierno de Puerto Rico, 22 p., 1980.

CINTRÓN, G.; LUGO, A. E.; MARTÍNEZ, R. Structural and functional properties of mangrove forests. In: W. G. Dárcy & M. D. Correa A. (eds), **The Botany and Natural History of Panama**. Missouri Botanical Garden, Saint Louis, Missouri, p. 53-66, 1985.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. I. Los manglares de la costa brasileña: revision preliminar de la literatura. II. Los manglares de Santa Catarina. **Informe Técnico preparado para la Oficina Regional de Ciência y Tecnologia para América Latina y el Caribe. UNESCO e UFSC**. 67p., 1981.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Introducción a la ecología del manglar. **Oficina Regional de Ciência y Tecnologia de la Unesco para a América Latina y el Caribe- ROSTLAC**. Montevideo, Uruguai, 109p., 1983.

CLOUGH, B. F.; ATTIWILL, P. M. Nutrient cycling in a community of *Avicennia marina* in a temperate region of Australia. **Proceedings of international symposium on biology and management of mangroves**, v. 1, p. 137-146, 1975.

COHEN, M. C. L.; LARA, R. J.; RAMOS, J. F.; DITTMAR, T. Factors influencing the variability of magnesium, calcium and potassium in waters of a mangrove creek in Bragança, North Brazil. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 3, p. 9-15, 1999.

CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Brasília – DF, 2005.

CUZZUOL, G. R. F.; CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 227-234, 2001.

DELITTI, W. B. C.; MEGURO, M. Biomassa e mineralomassa epigéia do Campo cerrado de Mogi-Guaçu, S.P. **Ciência e Cultura**, v. 7, p. 612-617, 1984.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro nacional de pesquisas de solos. **Manual de Métodos de Análises de Solo**. EMBRAPA-CNPS, Rio de Janeiro, 1997.

FERREIRA, T. N.; SCHWARZ, R. A.; STRECK, E. V. **Solos: manejo integrado e ecológico – elementos básicos**. Porto Alegre: EMATER/RS, 95 p., 2000.

FITTER, A. H.; HAY, R. K. M. **Environmental physiology of plants**. Academic Press, Oxford, 1987.

GONG, W. K. AND ONG, J. E. Plant biomass and nutrient flux in a managed mangrove forest in Malaysia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 31, p. 516–530, 1990.

ISLAM, A. K. M. S.; EDWARDS, D. G.; ASHER, C. J. PH optima for crop growth. **Plant Soil**, v. 54, p. 339-357, 1980.

JAYASEKERA, R. Chemical composition of the Mangrove, *Rhizophora mangle* L. **Journal of Plant Physiology**, v. 138, p. 119-121, 1991.

JENNERJAHN, T. C., ITTEKKOT, V. **Organic matter in sediments in the mangrove areas and adjacent continental margins of Brazil: I. Amino acids and hexoamines**. Germany, 1996.

JORCIN, A. Physical and chemical characteristics of the sediment in the estuarine region of Cananéia (SP), Brazil. **Hydrobiologia**, v. 431, p. 59-67, 2000.

JORGENSEN, J. R.; WELLS, C. G.; METZ, L. J. The nutrient cycle: key to continuous forest production. **Journal of Forestry**, v 7, p. 400-403, 1975.

JIMENEZ, J. A. **Los manglares del Pacífico de Centroamérica**. Heredia, C. R. EFUNA, 325 p., 1994.

JOSHI, G. V.; KAREKAR, M. D.; GOWDA, C. A.; BHOSALE, L. Photosynthetic carbon metabolism and carboxylating enzymes in algae and mangrove under saline conditions. **Photosynthetica**, v. 8, p. 51-52, 1974.

KJERFVE, B. **Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems**. New Delhi, UNESCO/UNDP. 79 p., 1990.

LARA, R. J.; DITTMAR, T. Nutrient dynamics in a mangrove creek (North Brazil) during the dry season. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 3, p. 185-195, 1999.

LACERDA, L. D. Trace metals in mangrove plants: why such low concentrations? In: Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa (B. Kjerfve, L. D. Lacerda & h. S. Diop, eds.). **Unesco**, Paris, p. 171-178, 1997.

LACERDA, L. D.; ABRAÃO, J. J. Heavy metal accumulation by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 7, p. 49-52, 1984.

LACERDA, L. D.; ITTEKKOT, V.; PATCHINEELAM, S. R. Biochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in south-eastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 40, p. 713-720, 1995.

LACERDA, L. D.; MARTINELLI, L. A.; REZENDE, C. E.; MOZETO, A. A.; OVALLE, A. R. C.; VICTORIA, R. L.; SILVA, C. A. R.; NOGUEIRA, F. B. The fate of trace metals in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle. **The Science of the Total Environment**, v. 75, p. 269-180, 1988.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, C. W.; FISZMAN, M. Intertidal beach sands as monitors for heavy metal pollution in coastal water bodies. **Environmental Technology Letters**, v. 6, p. 123-128, 1985.

LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E.; JOSÉ, D. M. V.; FRANCISCO, M. C. F. Metallic composition of mangrove leaves from the Southeastern Brazilian Coast. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, p. 395-399, 1986.

LACERDA, L. D., REZENDE, C. E., JOSÉ, D. V., WASSERMAN, J. C., FRANCISCO, M. C. Mineral concentration in leaves of mangrove trees. **Biotropica**, v. 17, p. 260-262, 1985.

LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E. Metal geochemistry in mangrove sediments. In: Anais do I Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, ACIESP, São Paulo, v. 3, p. 123-131, 1987.

LAMBERTI, A. Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas de manguezal de Itanhaém. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP**, v. 23, 217p., 1969.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. Rima. São Carlos, 2000.

LEITÃO, A. C.; SILVA, O. A. Variação sazonal de macronutrientes em uma espécie arbórea de cerrado, na Reserva Biológica e Estação Experimental de Mogi-guaçu, estado de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, v. 84, p.127-136, 2004.

LÓPEZ-PORTILLO, J.; EZCURRA, E. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at laguna de mecoacán, México. **Biotropica**, v. 21, p. 107-144, 1989.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 39-64, 1974.

MACHADO, W.; MOSCATELLI, M.; REZENDE, L. G.; LACERDA, L. D. Mercury, zinc and copper accumulation in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil. **Environmental Pollution**, v. 120, p. 455-461, 2002.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Agronômica Ceres, São Paulo, cap.3: A absorção dos Elementos pelas Raízes: p. 44-79, 1980.

MARCHAND, C.; LE MARÉCHAL, P.; MEYER, Y., MIGINIAC-MASLOW, M., ISSAKIDIS-BOURGUET, E.; DECOTTIGNIES, P. New targets of *Arabidopsis* thioredoxins revealed by proteomic analysis. **Proteomics**, v. 4, p. 2696–2706, 2004.

MEDINA, E.; GLARIZZO, T.; MENEZES, M.; CARVALHO, L. M.; CARVALHO, E. A.; PERES, A.; SILVA, B.; VILHENA, R. R. A.; BRAGA, F. C. Mangal communities of the Salgado Paraense: ecological heterogeneity along the Bragança peninsula assessed through soil and leaf analysis. **Amazoniana**, v. 16, p. 397-416, 2001.

OLIVEIRA, R. R.; BRESSAN, F. A.; SILVA FILHO, E. V. Contaminação por metais pesados no sedimento e em compartimentos bióticos de manguezais da Baía de Guanabara, RJ. In: **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, ACIESP, São Paulo, v. 1, p. 30-37, 1998.

ONG CHE, R. G. Concentration of 7 heavy metals in sediments and mangrove root samples from Mai Po, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 39, p. 269–279, 1999.

ORIAN, G. H., DIRZO, R., CUSHMAN, J. H., MEDINA, E. & WRIGHT, J. S. Tropical forests. In: **Global biodiversity assessment**. Biodiversity and ecosystem function: ecosystem analyses (V.H. Heywood, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, p.339-345, 1995.

PHLEGER, F. B. Soils of Marine Marshes. In: CHAPMAN, V. J. (ed.). **Ecosystems of the World. 1. Wet Coastal Ecosystems**. Elsevier, Oxford, p.69-77, 1977.

SALISBURY, F. B. & ROSS, C. W. **Plant physiology**. 4ed. Wadsworth Publishing Company, Belmont, 1992.

SARKAR, A. N.; WYNJONES, R. G. Effect of rhizosphere pH on the availability and uptake of Fe, Mn and Zn. **Plant and Soil**, v. 66, p. 361-372, 1982.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; PERIA, L. C. S.; SOARES, M. L. G.; TOGNELLA, M. M. P.; GRASSO, M.; MENEZES, G. V. Manguezais de Caravelas (17° 44'S, 039° 15'W), Bahia, Brasil. In: **Anais do II Simpósio sobre Oceanografia**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo. Resumos, p. 106, 1991.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; PERIA, L. C. S.; MENEZES, G. V.; GRASSO, M.; SOARES, M. L. G.; TOGNELLA, M. M. P.; Manguezais brasileiros, Caravelas, Estado da Bahia. In: **Anais do III Simpósio de ecossistemas da costa brasileira: subsídio a um gerenciamento ambiental, Serra Negra, São Paulo**. ACIESP, Serra Negra, São Paulo, v. I, p. 324-332, 1994.

SESSEGOLO, G. C. **Estrutura e produção de serapilheira do manguezal do rio Bagaçu, Baía de Paranaguá – PR**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 1997.

SILVA, C. A. R.; LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E. Heavy metal reservoirs in a red mangrove forest. **Biotropica**, v. 22, p. 339-345, 1990.

SILVA, F. de A. S. & AZEVEDO, C. A. V. de. A new version of the Assistat-Statistical Assistance Software. In: World Congress on computers in agriculture, 4, Orlando-FL-USA: **Anais: Orlando American Society of Agricultural Engineers**, p. 393-396, 2007.

SIQUEIRA, W. G.; BRAGA, E. S.; MAHÍQUES, M. M.; APRILE, F. M. Determinação da matéria orgânica e razões C/N e C/S em sedimentos de fundo do estuário de Santos - SP/Brasil. **Arquivos de Ciência do Mar**, Fortaleza, v. 39, p. 18 – 27, 2006.

SOTO, R.; JIMENEZ, J. A. Análisis fisionómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**. v. 30, p. 158–161, 1982.

SOUZA, J. R. S.; COHEN, J. C. P.; ALVALÁ, R. C. S.; COSTA, F. R. M.; SANTOS NETO, L. A.; ABREU, S. F. Variação sazonal de temperatura e umidade em solos sob floresta, manguezal e pastagem a Amazônia. In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza, CE, 2004.

SOUZA, M. L. D. R.; FALKENBERG, D. B.; AMARAL, L. G.; FRONZA, M. Fitossociologia do manguezal do rio Tavares (Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC – Brasil). **Insula**, v. 23, p. 99-119, 1994.

SOUZA, M. L. D. R.; FALKENBERG, D. B.; AMARAL, L. G.; FRONZA, M.; ARAUJO, A. C.; SÁ, M. R. de. Vegetação do Pontal Daniela, Florianópolis, SC, Brasil. II. Fitossociologia do manguezal. **Insula**, v. 22, p. 107-142, 1993.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediment receiving wastewater of different strengths. **Environmental technology**, v. 14, p. 719-729, 1993.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Variations of soil nutrient and organic matter content in a subtropical mangrove ecosystem. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 103, p. 245-261, 1998.

TOMLINSON, P. B. **The Botany of Mangroves**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 419 p., 1986.

TWILLEY, R. R., SNEDAKER, S. C., YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & MEDINA, E. Mangrove systems. In: **Global biodiversity assesment**. Biodiversity and ecosystem function: ecosystem analyses (V.H. Heywood, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, p.387-393, 1995.

XIAN, X.; SHOKOHIFARD, G. I. Effect of pH in the chemical forms and plant availability of cadmium, zinc and lead in polluted soils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 45, p. 265-273, 1989.

WASEL, Y. **Biology of halophytes**. Academic Press, New York, 1972.

WEISHAUPL, L. "**Plantas de mangue: Contribuição ao conhecimento de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (Combretaceae).**" "Sección, "Distribución geográfica de los manglares brasileiros y bibliografía correspondiente" Dissertação Mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1981.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DO CROMO TRIVALENTE NA FISIOLOGIA DE *Laguncularia racemosa* Gaerth

RESUMO

Como todo metal pesado o Cr^{+3} pode causar impactos na vegetação de ecossistemas manguezais e na saúde humana. Diversos trabalhos vêm quantificando o Cr^{+3} nos sedimentos e em arbóreas de ecossistemas costeiros, mas nenhum estudo foi realizado, até o momento, sobre o efeito desse elemento químico no crescimento e metabolismo de plantas de manguezal. Plântulas de *L. racemosa* foram cultivadas em solução hidropônica de Hoagland e Arnon em 20% de força iônica, suplementada com 100 mM de NaCl por 15 dias. Após esse período de aclimação foram acrescentadas soluções de Cr^{+3} nas concentrações de 0,00, 0,05 e 0,50 mg/L. Após 30 dias, quantificou-se os pigmentos fotossintetizantes e mediu-se a fluorescência inicial (F_o), fluorescência máxima (F_m), fluorescência variável (F_v), eficiência fotoquímica (F_v/F_m), taxa fotossintética líquida (A), condutância estomática (g_s), transpiração (E) e déficit de pressão de vapor folha-ar ($DPV_{\text{folha-ar}}$). Determinaram-se as massas secas de caule, raiz e folhas, a massa foliar específica (MFE), a razão de área foliar (RAF) e razão Raiz/PA. O Cr^{+3} foi quantificado em raízes, caules e folhas. O delineamento experimental foi de blocos casualizados para crescimento, taxa fotossintética líquida, fluorescência e pigmentos fotossintetizantes e o de fatorial duplo para a quantificação de Cr^{+3} . Não houve alterações nas medidas de crescimento, composição dos pigmentos fotossintetizantes e nas trocas gasosas. A mobilização do Cr^{+3} expressa pelo fator de translocação da raiz para a parte aérea diminuiu com o aumento da concentração desse metal. Os dados sugerem que *L. racemosa* é tolerante a níveis tóxicos de Cr^{+3} e com características de hiperacumuladora desse metal sendo indicada para projetos de fitorremediação.

Palavras-chave: Manguezal, metal pesado, fotossíntese, crescimento, fitorremediação.

INFLUENCE OF TRIVALENT CHROMIUM ON THE METABOLISM OF *Laguncularia racemosa* Gaerth

ABSTRACT

Like all heavy metals, Cr^{+3} can cause impacts on the vegetation of mangrove ecosystems and human health. Several studies have quantified the Cr^{+3} content of sediments and trees of coastal ecosystems, but no study has been done, so far, on the effect of this chemical element on the growth and metabolism of plants of the mangrove. Seedlings of *L. racemosa* were grown in 20% ionic strength Hoagland and Arnon hydroponic solution, supplemented with 100 mM NaCl for 15 days. After this period of acclimatization, Cr^{+3} solutions of 0.00, 0.05 and 0.50 mg/L concentrations were added. After 30 days, photosynthetic pigments were quantified, and the initial fluorescence (F_o), maximal fluorescence (F_m), variable fluorescence (F_v), photochemical efficiency (F_v/F_m), net photosynthetic rate (A), stomatal conductance (g_s), transpiration (E) and leaf-air vapor pressure deficit ($DPV_{\text{leaf-air}}$) were measured. The dry, stem, root and leaf weight, the leaf specific weight, the ratio of leaf area and Roots/PA were determined. Cr^{+3} was quantified in roots, stems, and leaves. The experimental design consisted of randomized blocks for growth, net photosynthetic rate, fluorescence and photosynthetic pigments and the factorial double for Cr^{+3} quantification. There were no changes in the measures of growth, composition of the photosynthetic pigments and in gas exchange. Cr^{+3} mobilization, expressed by the translocation factor of the root to shoots, decreased with increasing concentration of this metal. The data suggest that *L. racemosa* is tolerant to toxic levels of Cr^{+3} and because it shows hyperaccumulation characteristics of this metal, it is indicated for phytoremediation projects.

Keywords: Mangrove, heavy metal, photosynthesis, growth, phytoremediation.

1. INTRODUÇÃO

Os metais são extremamente abundantes na natureza, ocorrendo na forma solúvel em concentrações muito variáveis (Reimann & Caritat, 1998). Os níveis de elementos traços em ambientes costeiros têm aumentado muito nos últimos anos devido ao descarte de resíduos poluentes das atividades industriais.

Nos recursos hídricos, os metais pesados têm sua origem litogênica derivada do intemperismo de rochas e, antropogênico de origem de atividades industriais poluidoras (Silva, 2001). Os metais pesados são elementos de transição e possuem alta capacidade de formar complexos. São altamente móveis e solúveis podendo ser carregados para rios e lençóis freáticos afetando a qualidade de alimentos comprometendo a saúde humana (Zayed et al., 1998). Doses elevadas podem causar desordem no sistema nervoso por ingestão direta da água contaminada ou por consumo de alimentos de origem aquática (Silva, 2001).

As áreas costeiras, por sua notável importância estratégica de escoamento de produção, tornaram-se locais de intensa atividade industrial ocorrendo, inevitavelmente, impactos nos ecossistemas localizados em seu entorno. A consequência é a degradação parcial ou total de seus ecossistemas em virtude da expansão dos pólos industriais.

Fontes industriais e urbanas têm sido identificadas como causa primária da poluição por metais pesados (Dwivedi & Padmakumar, 1983; Silva, 1996; Clark, 1997; Jesus et al., 2004). A distribuição dos metais pesados no sistema estuarino da Ilha de Vitória, evidenciou que além da contribuição natural, a entrada de metais ocorre, também, em decorrência das diversas atividades industriais e comerciais bem como, a ocupação habitacional da Região da Grande Vitória, conforme Guia Industrial para Negócios do Espírito Santo (FINDES/IEL/IDEIES, 2000) (tabela 1).

De acordo com esse Guia, dentre os metais pesados encontrados no ecossistema estuarino, o Cr^{+3} se destaca como um daqueles que aparece mais freqüentemente nas atividades potencialmente poluidoras, especialmente em curtumes.

Ambientes estuarianos são reconhecidos como áreas de lançamento de resíduos industriais e urbanos (Edwards et al., 2001). Harbison (1986) afirma que, dentre todos os ecossistemas que recebem dejetos industriais, os manguezais possuem notável capacidade de retenção de resíduos industriais, especialmente os metais

pesados. Isto ocorre devido às propriedades físico-químicas dos sedimentos tipicamente anaeróbicos e redutores, decorrentes do conteúdo de matéria orgânica, teor de óxidos de ferro, alumínio e manganês, tipos e concentração dos minerais de argila, Capacidade de troca catiônica (CTC) e o potencial redox. Estes fatores contribuem para aumentar a capacidade de tolerância dos organismos vivos do ecossistema manguezal aos elevados níveis de metais pesados (Thomas & Eong, 1984).

Tabela 1: Tipos de atividades industriais potencialmente poluidoras e possíveis metais pesados nos efluentes dos municípios da Grande Vitória–ES (Jesus et al., 2004).

Tipologia	Possíveis metais nos efluentes	Vitória	Vila Velha	Cariacica
01 Indústria de bebidas	Cu	2	4	5
02 Fabricação de produtos têxteis	Cd, Cr	5	16	7
03 Curtimento e outras preparações de couro	Cr, Cu	0	0	1
04 Fabricação de artefatos de couro para viagem	Cr, Cu	1	2	1
05 Fabricação de celulose, papel e produtos de papel	Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn	0	3	0
06 Edição, impressão e reprodução de gravações	As, Cd, Cr, Fe	66	23	11
07 Fabricação de produtos químicos	Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	7	10	6
08 Fabricação de plásticos	Cd, Zn, Fe	1	8	2
09 Metalúrgica básica	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Sn, Zn	0	3	3
10 Fabricação de produtos de metal, inclusive máquinas e equipamentos	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Sn	10	38	26
11 Fabricação e montagem de veículos automotores, reboques e carrocerias	Cd, Pb, Zn	2	19	6
12 Reciclagem	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Sn, Zn	0	2	1
13 Comércio e reparação de veículos automotores	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Sn, Fe	76	85	73
14 Portos	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Sn, Zn	1	3	0
Total		171	216	142

Admite-se, também, que a tolerância das plantas aos metais pesados seja devido a não disponibilidade destes elementos químicos no sedimento, devido à ação sequestradora de algumas substâncias como os ácidos húmicos, por exemplo, combinada com a compartimentalização dos metais em diferentes órgãos e componentes celulares das plantas (Chiu & Chou, 1991). Outra forma de tolerância consiste na excreção dos metais por glândulas localizadas nas folhas e/ou regulação de absorção e secreção pelo sistema radicular em mecanismos bastante eficientes (Popp, 1984).

No Brasil, a instância que regula os limites máximos aceitáveis de metais pesados para destinação de efluentes em águas é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução n° 357, de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005).

Para o CONAMA, os limites máximos aceitáveis de alguns metais pesados, em águas salobras de classe especial, destinadas à preservação dos ambientes

aquáticos, em unidades de conservação de proteção integral são: As total: 0,01 mg/L, Be: 5,30 µg/L, Cr total: 0,05 mg/L e Fe dissolvido: 0,30 mg/L.

Na natureza, o Cr ocorre tanto na forma trivalente como na forma hexavalente. Devido à sua maior solubilidade, o Cr⁺⁶ apresenta maior toxicidade do que o Cr⁺³. A presença de algumas dessas formas em quantidades prejudiciais para as plantas pode resultar em sintomas como inibição do crescimento, clorose em folhas jovens e injúria de raiz (Scocianti et al., 2006). Outros autores citam ainda a inibição da germinação de sementes, degradação dos pigmentos fotossintetizantes, alteração no balanço nutricional e indução do estresse oxidativo (Panda & Parta, 1997, 1998, 2000; Panda, 2003; Panda & Choudhury, 2005).

O Cr pode ser tanto benéfico quanto tóxico para os organismos vivos. O Cr é considerado um elemento traço essencial para organismos vivos (Richard & Bourg, 1991). Em pequenas concentrações, ele participa da síntese de aminoácidos e ácidos nucleicos (Yu & Gu, 2007). O aumento de sua concentração pode interferir em muitos processos metabólicos vegetais através da inibição da atividade enzimática.

A maioria dos estudos realizados com o Cr consiste na análise quantitativa no sedimento e na água. Quando a questão é o efeito desse metal no crescimento e metabolismo celular em plantas de ambientes costeiros, pouco se sabe. A determinação dos mecanismos de absorção e distribuição dos metais tais como o Cr em plantas é de grande importância para trabalhos de biomonitoramento ambiental e conservação dos recursos costeiros. Escassos estudos foram realizados com cultivares agrícola (Gómez et al., 1996; Gardea-Torresdey et al., 2004 e Han et al., 2004). Alguns trabalhos têm mostrado acúmulo de Cr nos sedimentos das regiões costeiras (Aragon, 1990; Ong Che, 1999; Preda & Cox, 2002; Coimbra, 2003) enquanto outros se restringem à concentração interna do Cromo em arbóreas do ecossistema manguezal (Ong Che, 1999; MacFarlane, 2002). No entanto, nada se sabe sobre o comportamento fisiológico em plantas de ambientes costeiros expostas a níveis tóxicos do Cr.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o nível de tolerância de plântulas de *Laguncularia racemosa* Gaerth à elevados níveis de Cr^{+3} , usando como indicadores medidas de crescimento, trocas gasosas e a fluorescência.

2.2 Específicos

Quantificar o teor de Cr^{+3} nos órgãos vegetativos de *L. racemosa* e avaliar o efeito de elevadas doses deste metal na análise de crescimento;

Analisar o efeito do Cr^{+3} nas trocas gasosas, incluindo a taxa fotossintética líquida, condutância estomática e a transpiração;

Avaliar o comportamento de *L. racemosa* em resposta ao estresse pelo Cr^{+3} , utilizando-se como indicadores a fluorescência e os teores dos pigmentos fotossintetizantes.

3. MATERIAL e MÉTODOS

3.1. Material vegetal: Plântulas de *Laguncularia racemosa* Gaerth foram coletadas em área adjacente ao Parque Natural Municipal Dom Luiz Gonzaga Fernandes, localizado nas proximidades da Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão, no Município de Vitória. O critério para a coleta em campo, foi a análise visual, escolhendo-se plantas saudáveis e homogêneas, com três pares de folhas expandidas, sem marcas de herbivoria.

Cento e cinquenta plântulas foram cuidadosamente retiradas do sedimento, evitando-se qualquer tipo de dano físico, e imediatamente, imersas em recipiente contendo água destilada. Em casa de vegetação, as plântulas foram enxaguadas em água corrente para retirar as partículas do sedimento e transferidas para vasos plásticos pretos (1L), contendo solução de Hoagland com força iônica de 20%, em sistema hidropônico com aeração constante, (Canal, 2007) para aclimação por duas semanas. A solução nutritiva foi trocada semanalmente. Aos trinta dias foram descartadas as plântulas mortas e com aspecto de clorose e crescimento reduzido. Do lote inicial, setenta e nove plântulas sobreviveram e com boa aparência morfológica. À essas plântulas foram adicionadas solução de Hoagland 20% com 100 mM de NaCl conforme estudos de Canal (2007). Sob esta condição, o cultivo hidropônico foi mantido por três semanas antes de começarem os tratamentos com o Cr^{+3} .

3.2 Desenho experimental: Após o período de adaptação em solução nutritiva enriquecida com 100 mM de NaCl, iniciaram-se os tratamentos com o Cr^{+3} nas concentrações de 0,00; 0,05 e 0,50 mg/L utilizando-se como fonte o sulfato de Cr^{+3} básico ($\text{Cr}_2(\text{OH})_2(\text{SO}_4)_2$), normalmente utilizado em processos de curtimento de couro em curtumes. O experimento foi organizado em três blocos, contendo três parcelas por bloco sob bancada, em casa de vegetação, com temperatura e umidade ambiente e em 50% de luminosidade. Cada parcela foi constituída por dois vasos plásticos pretos, (1L) cobertos por um suporte de isopor perfurado, contendo quatro plantas por vaso, num total de 24 plantas por tratamento (figura 1). Em todas as fases do experimento, o pH das soluções nutritivas foi ajustado para 5,5. As

soluções foram trocadas semanalmente para evitar a salinização e/ou depreciação dos elementos e ainda o aumento da concentração do Cr.

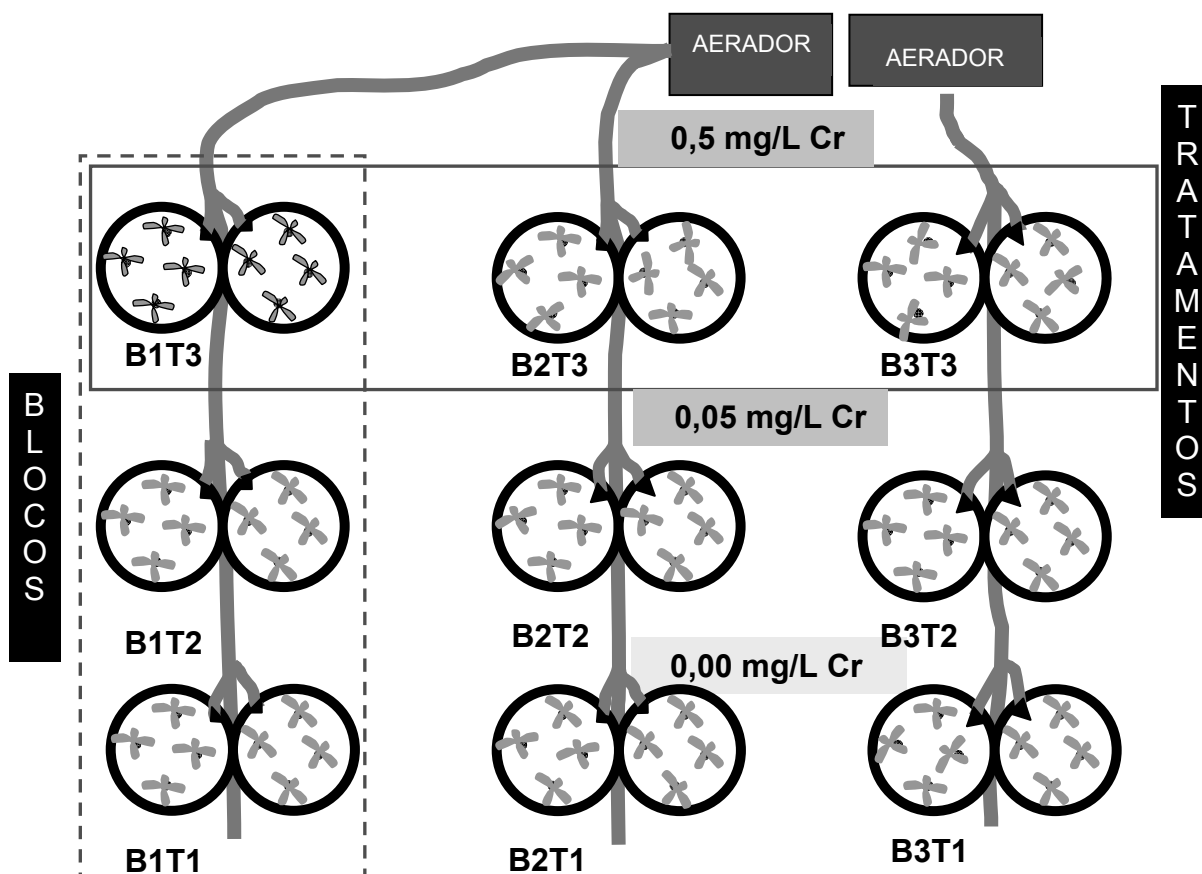


Figura 1: Esquema em vista superior do sistema hidropônico utilizado para análise do efeito do Cr^{+3} no crescimento e metabolismo de *L. racemosa*. B= Bloco e T= Tratamento.

3.3 Análise de Crescimento: Transcorridos 30 dias foram sorteadas três plantas por parcela para a análise de crescimento que consistiu em medir o comprimento do caule (altura), número de folhas, número de entrenós, matéria fresca e seca dos órgãos vegetativos e área foliar total. A massa seca foi obtida acondicionando o material biológico em estufa a 80 °C até a obtenção da massa constante. A área foliar foi calculada através do software Cvision (2002) por escaneamento das imagens digitalizadas das folhas, desenvolvido na Universidade Federal do Espírito Santo. Com esses dados, determinou-se a razão raiz/parte aérea, razão de área foliar (RAF= A/M) com os valores de área foliar e a massa seca total da planta e

ainda a massa foliar específica (MFE=M/A) calculada pela razão entre a massa seca foliar e a área foliar total (Hunt, 1978).

3.4 Pigmentos fotossintetizantes: Os teores de clorofila total, clorofila a, clorofila b e pigmentos carotenóides foram determinados seguindo o método de Arnon (1949). Amostras de 1 mg da primeira folha apical completamente expandida foram homogenizadas com pistilo em 10 ml de solução acetônica 80% (v/v) para extração dos pigmentos. A operação foi realizada sob baixa temperatura e luminosidade para impedir a degradação da clorofila pela luz ou por ação enzimática. A leitura foi realizada em espectrofotômetro para estimativa dos teores de clorofila. Os comprimentos de onda utilizados foram: 663nm (clorofila a), 645nm (clorofila b), 480nm (carotenóides). Os cálculos foram efetuados baseados nas equações deduzidas por Hendry & Grime (1993) através das equações dadas a seguir e a concentração dos pigmentos foi expressa em $\mu\text{mol gMF}^{-1}$.

$$\text{Clorofila a (mg/L)} = 12,7 \times A_{663} - 2,69 \times A_{645};$$

$$\text{Clorofila b (mg/L)} = 22,9 \times A_{645} - 4,68 \times A_{663};$$

$$\text{Clorofila Total (mg/L)} = 8,02 \times A_{663} + 20,2 \times A_{645};$$

As concentrações de carotenóides foram determinadas pela equação de Kirk & Allen (1965), considerando as suposições de Price & Hendry (1995), para quantificação de carotenóides:

$$\text{Carotenóides} = [A_{480} + 0,114 \times A_{663} - 0,638 \times A_{645}] \times V / 112,5 \times M_f \text{ da folha (g)},$$

onde, V = volume da amostra (mL) e A = absorvância.

Utilizando-se o medidor de clorofila SPAD (Soil Plant Analysis Development) da marca Minolta, foram realizadas quatro leituras em quatro pontos distintos das folhas, sendo duas próximas ao ápice da folha e duas próximas à base foliar nos lados esquerdo e direito. A medida utilizada foi a média aritmética entre os quatro valores foliares, calculadas pelo próprio aparelho, num total de 36 leituras, sendo 4 para cada tratamento em folhas do terceiro nó completamente expandidas.

3.5 Taxa fotossintética líquida: As medições das trocas gasosas foram feitas após trinta dias do início do experimento utilizando-se duas plantas por tratamento. Foram determinadas a taxa fotossintética líquida (A), condutância estomática (g_s), transpiração (E) e o déficit de pressão de vapor entre a folha e o ar ($DPV_{\text{folha-ar}}$) em

sistema portátil de medições de trocas gasosas, modelo LI-6200 (LI-COR, Lincoln, NE, USA), em folhas do terceiro par, contadas a partir do ápice, completamente expandidas. As determinações foram realizadas no horário de 8:00 da manhã. Aplicou-se radiação artificial de $500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e o CO_2 foi ambiental.

3.6. Fluorescência: Na mesma folha e horário em que foram medidas as trocas gasosas, foram feitas as medições da cinética da emissão da fluorescência da clorofila a, com fluorímetro não-modulado modelo PEA (Hanstech, King's Lynn, Norkfolk, UK), que determina as características da fluorescência rápida - fluorescência inicial (F_o), fluorescência máxima (F_m), fluorescência variável (F_v) e eficiência fotoquímica do fotossistema II (F_v/F_m). Após 30 minutos de adaptação ao escuro, cada disco foliar foi exposto a um pulso de saturação de intensidade luminosa igual a $1.680 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ durante 2 segundos.

3.7. Análise interna do Cromo: Duas plantas por parcela compreendendo 18 amostras por tratamento foram secas em papel filtro por 24h, etiquetadas e enviadas à Empresa Soloquímica – Análises de solo Ltda., para análise dos teores de Cr^{+3} em raízes, caules e folhas. As raízes, caules e folhas foram separadas, lavadas e secas em estufa (60°C), seguida de trituração, peneiradas em malha 1,0mm e armazenadas em frascos de vidro (em temperatura ambiente). A extração do Cr^{+3} foi realizada em digestão ácida por ácido nítrico e perclórico em tubo digestor a frio por 3 a 4 horas. Após este período o material foi transferido para o bloco digestor e a temperatura foi aumentada gradativamente para 160°C por 40min e, posteriormente, para 210°C por 20 min, conforme método pormenorizadamente descrito por Silva (1999). A concentração do Cr^{+3} foi determinada em espectrofotômetro de absorção atômica (EAA), utilizando-se uma lâmpada de cátodo oco de Cr como fonte de energia.

3.8. Análise Estatística: Para a análise do efeito do Cr^{+3} no metabolismo vegetal, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), utilizando-se o programa ASSISTAT versão 7.4 beta (Silva, 2007) e, quando houve significância, aplicou-se o teste de Tukey em 5% de nível de significância. Para a análise do efeito do Cr^{+3} na taxa fotossintética líquida, fluorescência, teor de pigmentos e no crescimento, utilizou-se análise de blocos casualizados enquanto na análise química do Cr^{+3} nas plantas utilizou-se esquema de fatorial duplo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4. 1. Análise de crescimento

Os valores das medidas de crescimento são apresentados na tabela 2. Não foram verificadas diferenças significativas para todas as medidas de crescimento e na razão raiz/parte aérea e RAF, AFE e MFE entre as concentrações de Cr⁺³ testadas.

Canal (2007) estudando o crescimento de *L. racemosa* sob diferentes concentrações de sal e, utilizando plantas com aproximadamente a mesma faixa etária das utilizadas neste trabalho, em solução de 100 mM, obteve maiores valores de todas as medidas de crescimento quando comparadas com os valores obtidos para as concentrações de 0,05 e 0,5 mg/L Cr. Porém quanto às taxas de crescimento todos os valores encontrados por aquele autor foram menores.

Tabela 2: Medidas de crescimento de *L. racemosa* cultivadas em três concentrações de Cr⁺³. Letras distintas comparam as médias entre os tratamentos. P < 0,05%. (n=6).

Medidas de crescimento	Cr (mg/L)		
	0,00	0,05	0,50
Massa seca da raiz (g)	0,184 a	0,128 a	0,172 a
Massa seca do caule (g)	0,192 a	0,140 a	0,176 a
Massa seca do limbo (g)	0,245 a	0,183 a	0,238 a
Massa seca do pecíolo (g)	0,014 a	0,008 a	0,010 a
Massa seca da parte aérea (g)	0,431 a	0,322 a	0,325 a
Massa seca total (g)	0,638 a	0,443 a	0,596 a
Comprimento do caule (cm)	16,27 a	15,10 a	14,73 a
Diâmetro do caule (mm)	2,08 a	1,82 a	2,20 a
Número de folhas	8 a	7 a	7 a
Área foliar (cm ²)	37,13 a	28,32 a	37,08 a
Razão raiz/parte aérea	0,381 a	0,396 a	0,421 a
MFE (g/cm ²)	6,69 a	6,41 a	6,21 a
AFE (cm ² /g)	150,54 a	158,92 a	161,79 a
RAF (cm ² /g)	59,58 a	64,45 a	60,47 a

O número médio de folhas foi 8 na concentração 0,00 e 7 nas duas concentrações de Cr⁺³ (0,05 e 0,50 mg/L). Tomlinson (1986) cita que esta espécie emite folhas aos

pares, porém algumas plantas apresentaram perda de folhas ou folhas ainda não expandidas.

Em relação aos valores de massa seca dos diferentes compartimentos da planta, a tabela 2 mostra que os resultados apresentaram diferenças significativas de matéria seca acumulada para folhas, caule e raiz. A massa seca da parte aérea foi maior que a massa seca da raiz, indicando que não houve interferências dos teores de Cromo no acúmulo de matéria seca de caules e folhas. Os valores de massa seca das folhas podem indicar um incremento da taxa fotossintética líquida. Sabendo-se que não houve diferenças na taxa fotossintética líquida (tabela 5), os ganhos esperados também não apresentaram diferenças entre os tratamentos. Os valores encontrados para a razão raiz/PA e RAF e AFE também corroboram estes resultados.

Suarez & Medina (2005) estudando os efeitos da salinidade no crescimento de *Avicennia germinans* na Venezuela notaram que, nesta espécie, houve um maior acúmulo de massa seca na raiz em detrimento daquela encontrada para caule e folhas. Comparando-se com o presente trabalho, pode-se inferir que, as espécies possuem padrões de alocação de biomassa diferentes, mesmo estando sob as mesmas condições edáficas.

A área foliar ficou em torno de 34,17 cm² e a massa seca total teve a média de 0,55g não havendo diferenças entre os tratamentos.

4.2. Pigmentos fotossintetizantes

Variações na concentração de pigmentos fotossintéticos estão sujeitas a diversos fatores ambientais como o aumento dos níveis de metais pesados em ecossistemas costeiros (Macfarlane et. al., 2003). Estes autores, trabalhando com *Avicennia marina* de ecossistema manguezal, mostraram maior tolerância dessa espécie ao Cr em relação ao Pb sem sinais visíveis de toxicidade.

O acúmulo de Pb nos tecidos foliares não mostrou nenhum efeito inibitório significativo nos valores de clorofila a, b, razão clorofila a/b, clorofila total e conteúdo de carotenóides. Este resultado é semelhante aos encontrados no presente estudo, utilizando-se doses crescentes de Cr⁺³ (tabela 3). Não houve nenhuma diferença

significativa na concentração dos pigmentos tanto pelo método de extração quanto pelo SPAD em resposta ao aumento da concentração de Cr^{+3} .

Tabela 3: Valores médios de clorofila a (Chl a), clorofila b (Chl b), Clorofila total (Chl total), razão clorofila a/b (Chl a/b), carotenóides (caroten.) e clorofila medida com SPAD, em plântulas de *L. racemosa* cultivadas em solução hidropônica suplementada com 0,00, 0,05 e 0,50 mg/L de Cr^{+3} . Letras distintas comparam os valores entre as concentrações de Cr^{+3} . $P < 0,05\%$. (n=9).

Pigmentos ($\mu\text{mol g MF}^{-1}$)	Cr (mg/L)		
	0,00	0,05	0,50
Chl a	2,88 a	2,67 a	2,70 a
Chl b	3,35 a	3,10 a	3,21 a
Chl total	6,23 a	5,77 a	5,91 a
Chl a/b	0,86 a	0,87 a	0,85 a
Caroten.	0,14 a	0,14 a	0,15 a
SPAD	55,83 a	55,25 a	59,60 a

Embora em alguns casos o teor de clorofila possa aumentar em folhas de *L. racemosa* em resposta à intensificação de agentes tensores (Falqueto, 2005), no presente trabalho a ausência de alterações na concentração dos pigmentos fotossintetizantes sugere que *L. racemosa* seja uma espécie tolerante e bem adaptada à ação de metais pesados, especialmente à elevada exposição ao Cr^{+3} .

4.3. Taxa fotossintética líquida

Os dados referentes à taxa fotossintética líquida (A), condutância (g_s), transpiração (E) e déficit de pressão de vapor folha ar ($\text{DPV}_{\text{folha-ar}}$) são mostrados na tabela 4. O déficit de pressão de vapor foi maior no tratamento de maior dose de Cr^{+3} . Os valores de A, g_s , e E não apresentaram diferenças entre os tratamentos.

A condutância estomática apresentou-se, relativamente, superior em relação à outros estudos como os de Mehlig (2001) que analisou bosques de manguezal no estuário do rio Caeté, em Bragança no Pará. Naquela localidade, os valores de g_s foram de 0,20 e 0,14 $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em *A. germinans* e *R. mangle*, respectivamente. Em condições experimentais em casa de vegetação, o valor médio da condutância estomática de plântulas de *L. racemosa* foi de 0,29 $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Tabela 4: Valores médios da taxa fotossintética líquida (A), condutância (g_s), transpiração (E) e déficit de pressão de vapor (DPV) em plântulas de *L. racemosa* cultivadas em solução hidropônica suplementada com 0, 0,05 e 0,50 mg/L de Cr^{+3} . Nas colunas as letras comparam os valores entre as concentrações. $P < 0,05\%$. (n=6).

Medidas de fotossíntese	Cr (mg/L)		
	0,00	0,05	0,50
A ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	8,5 a	7,2 a	8,0 a
g_s ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	0,31 a	0,31 a	0,27 a
E ($\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	8,05 a	8,13 a	7,8 a
DPV (kPa)	3,23 b	3,25 b	3,55a

Os valores de A, E e g_s encontrados no presente estudo estão quantitativamente próximos dos valores encontrados por Sobrado (2000) para a mesma espécie estudada em condições de campo na Venezuela.

A condutância estomática é importante fator fisiológico no controle dos processos vitais da planta, além de ser um indicador do status hídrico. Plantas de manguezal geralmente, possuem baixa condutância estomática e alta taxa de transpiração (Ball, 1988 citado por Mehlig, 2001), em virtude da elevada temperatura e salinidade do ambiente. Rodrigues (2006) afirma que a condutância estomática, em manguezal, é influenciada basicamente pelas condições atmosféricas já que, não há restrição hídrica no solo deste ecossistema, nem mesmo em épocas de baixa pluviosidade.

Fatores como a salinidade pode afetar as trocas gasosas em plantas de manguezal, estando ou não associadas com os valores de irradiação (Sobrado, 1999; 2005; Naidoo et al., 2002). Clough & Sim (1989) encontraram valores de condutância estomática variando entre 0,08 e 0,27 $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, com correspondente taxa de fotossíntese líquida variando entre 5,8 e 19,1 $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em manguezais de baixa salinidade. Em ambientes com alta salinidade, a condutância estomática variou entre 18 e 84 $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ com taxa de fotossíntese líquida variando entre 2,5 e 10,3 $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ indicando que este parâmetro é extremamente variável em plantas de manguezal.

Ball & Farquhar (1984) afirmam existir uma estreita correlação entre a taxa de fotossíntese líquida e a condutância estomática em plantas de manguezal. Enquanto baixas taxas de condutância restringem a perda de água, também limitam o influxo

de CO₂ limitando as taxas de assimilação, porém, aumentam a eficiência do uso da água.

Em relação à transpiração, Youssef & Saenger (1998) encontraram valores de 3,1 mmol m⁻² s⁻¹ em plântulas de *Avicennia marina* crescendo sob condições hidropônicas e aeração contínua, sendo estes, muito menores quando comparados com os valores do presente estudo (7,9 mmol m⁻² s⁻¹). Sobrado (2000) cita que para a espécie *R. mangle*, altas taxas de transpiração tem relação direta com alta eficiência no transporte de água.

O valor médio de DPV para plântulas de *L. racemosa* cultivadas em sistema hidropônico em casa de vegetação foi de 3,34 kPa. Este resultado está dentro da faixa encontrada por Mehlig (2001) que, analisando bosques de manguezal no estuário do rio Caeté-PA, encontrou valores de DPV para *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle* entre 2 e 4 kPa.

O déficit de pressão de vapor é uma medida que está diretamente relacionada com a condutância e sua variação é em função da temperatura. Quando o ar externo à folha está úmido, o DPV é baixo, favorecendo a condutância e a troca de CO₂ com a atmosfera, com uma perda relativamente pequena de vapor d'água pela folha. Conforme as condições externas tornam-se mais secas, a condutância irá diminuir protegendo a planta da dissecação (Carlos & Oliveira, 2006). Pimentel & Hébert (1999) citam que a resistência estomática é afetada por fatores ambientais, dentre eles o DPV.

Tatagiba et al. (2007) e Machado et. al. (2002) analisando plantas de eucalipto e laranjeira “Valência, respectivamente, em condições de campo, observaram que, o aumento do DPV favoreceu a redução dos valores de fotossíntese indicando uma menor produção destes vegetais. Em plantas de mamoeiro, Reis (2003) observou que taxas de DPV_{folha-ar} em torno de 6 e 7 kPa corresponderam à taxas fotossintéticas próximas a zero.

Comparando-se os resultados de A, g_s, E e DPV, presume-se que os valores estão dentro de um estado ótimo para plantas de manguezal. Os altos valores de DPV e E, favoreceram a diminuição da condutância estomática e a taxa de fotossíntese. Porém, esta relação entre A, g_s, e DPV foi encontrada por Clough & Sim (1989) estudando 19 espécies de manguezal na Austrália e estes citam que mesmo sob

estas condições, as plantas de manguezal possuem alta eficiência no uso da água e ainda, que esta aumenta com o aumento do estresse ambiental. Os valores das medidas de crescimento corroboram estes resultados (tabela 2).

A falta de literatura específica sobre as variações da condutância, taxa de fotossíntese líquida e transpiração em plantas de manguezal, cultivadas em solução hidropônica limitam as comparações. Porém, através dos resultados expressos por plantas de ambiente natural, é possível ter uma idéia do comportamento destas plantas em condições controladas.

4.4. Fluorescência

Os valores da Fluorescência inicial (F_o), Fluorescência máxima (F_m), Fluorescência variável (F_v) e a eficiência fotoquímica (F_v/F_m) estão plotados na figura 2.

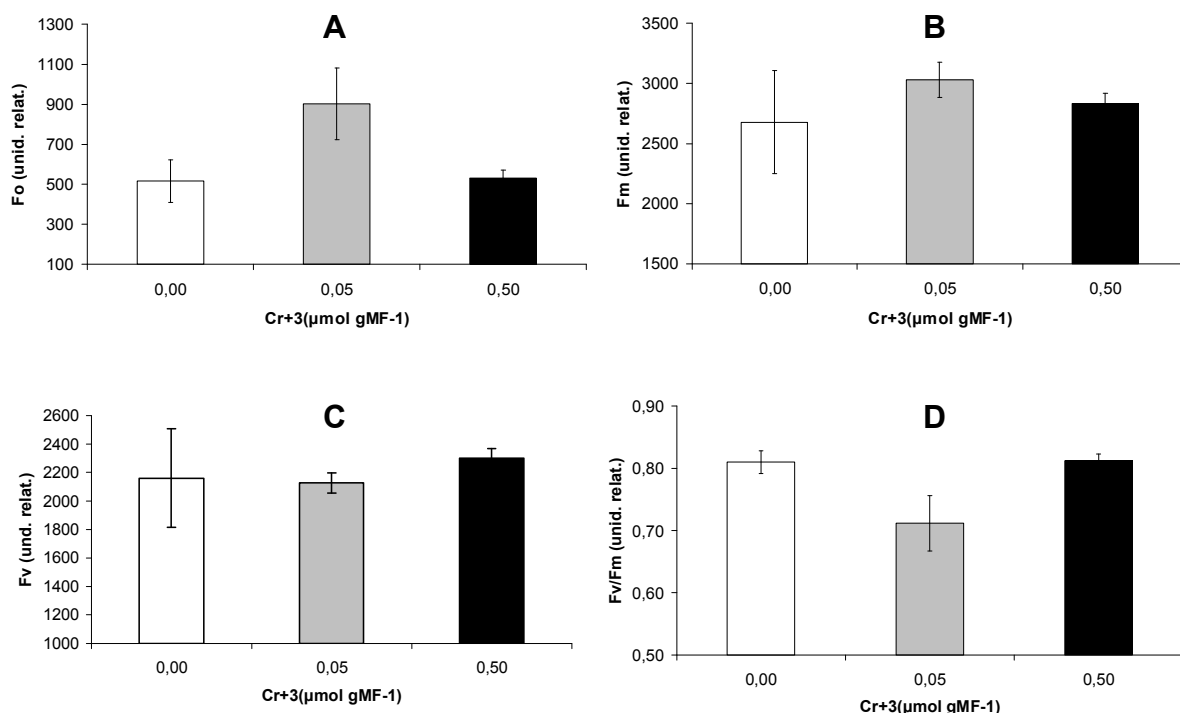


Figura 2: Valores de (A) fluorescência inicial (F_o), (B) fluorescência máxima (F_m), (C) fluorescência variável (F_v) e (D) eficiência fotoquímica (F_v/F_m) em plantas de *L. racemosa* cultivadas em solução hidropônica suplementada com 0, 0,05 e 0,5 mg/L Cr^{+3} . Letras distintas comparam as concentrações de Cr. $P < 0,05\%$. ($n = 10$). As barras representam o erro padrão.

De modo geral, não houve alterações significativas na fluorescência inicial (F_o) em *L. racemosa* entre as concentrações avaliadas. (figura 2A). A fluorescência inicial

representa a emissão de luz pelas moléculas de clorofila “a” excitadas, antes de a energia ser dissipada para o centro de reação do fotossistema II (Krause & Weiss, 1991). O valor do F_0 pode ser alterado por estresses que causem alterações estruturais nos pigmentos fotossintéticos do Fotossistema II. As condições ambientais da planta podem, direta ou indiretamente, provocar mudanças das características de indução da fluorescência através da alteração do “pool” metabólico associado ao metabolismo fotossintético (Xu & Wu, 1996; Baker & Rosenqvist, 2004). Os menores teores de Cr^{+3} nas folhas, em ambos os tratamentos, e também, o baixo fator de translocação das raízes para a parte aérea (figura 3), talvez sejam as prováveis explicações para a não alteração da fluorescência inicial.

A fluorescência máxima também não apresentou diferenças significativas entre as concentrações analisadas (figura 2B). Sabendo-se que ela corresponde à intensidade de fluorescência obtida quando todos os centros de reação do fotossistema II (FSII) estão abertos, isso é, quando a extinção fotoquímica é igual a zero e todos os processos de extinção não-fotoquímica estão no mínimo (Bacarin & Mosquim, 2002), a não variação de F_m entre os tratamentos, provavelmente, está relacionada com o fato de haver uma constante distribuição de energia no complexo coletor de luz e também, à capacidade de absorver energia radiante das moléculas de clorofila nos centros de reação (Silva, 1998).

A eficiência fotoquímica do fotossistema II, representada pela razão entre F_v/F_m , expressa a eficiência de captura da energia de excitação pelos centros de reação abertos do fotossistema II (Baker, 1991; Krause & Weiss, 1991). Os valores de F_v/F_m encontrados para plantas de *L. racemosa*, neste estudo, indicam que as folhas foram fotossinteticamente ativas conforme valores citados por Cheeseman et al. (1997). A concentração de 0,05mg/L Cr^{+3} apresentou menores valores de eficiência fotoquímica (0,71) do que aqueles apresentados pelo controle (0,81) e a maior concentração de Cr^{+3} (0,81).

Este menor valor encontrado na concentração de 0,05 mg/L Cr^{+3} indica uma redução do fotossistema II. Segundo Bjorkman & Demming (1987) o valor de F_v/F_m de 0,830 corresponde à máxima eficiência no uso de energia no processo fotoquímico, em plantas de uma maneira geral. Portanto, houve um decréscimo na eficiência fotoquímica para esta concentração, que pode estar relacionado à diminuição da

eficiência do aparelho fotossintético (sistema antena) na absorção e transferência de energia luminosa até os centros de reação e queda na reoxidação dos aceptores de elétrons das plastoquinonas (Bacarin & Mosquim, 2002).

Uma possível explicação para a menor concentração de Cr^{+3} (0,05mg/L) ter reduzido a eficiência fotoquímica em relação à maior concentração de Cr pode estar ligada ao fator de translocação. No tratamento com maior concentração de Cromo este fator foi 0,07 enquanto o de menor dose foi 0,10. Han et al. (2004) estudando os efeitos fitotóxicos do Cr trivalente e hexavalente em *Brassica juncea*, afirmaram que em baixas concentrações, o Cr tem alta taxa de mobilidade das raízes para as folhas e, quando as raízes são expostas a uma maior concentração, elas absorvem mais Cr, e a eficiência da transferência das raízes para as folhas decresce. Este comportamento constitui-se num eficiente mecanismo de tolerância e sobrevivência de *L. racemosa* em ambientes contaminados pelos metais pesados com o Cr.

Esta diferença pode ser devida, também, à variabilidade do material por se tratar de uma arbórea nativa. Assim sendo, seria interessante que outros estudos utilizassem maior amostragem e que fossem investigadas a organização das membranas celulares e a atividade das enzimas fixadoras do CO_2 . Segundo Shanker et al. (2005), a desorganização da ultra-estrutura dos cloroplastos, inibição no transporte de elétrons e alterações nas atividades enzimáticas no Ciclo de Calvin são os prováveis efeitos da inibição do fotossistema II afetado pelo Cr.

Pelo exposto, o Cr^{+3} é absorvido e acumulado principalmente nas raízes. Seu fator de translocação diminui proporcionalmente com o aumento da disponibilidade desse elemento na solução nutritiva. Isso sugere que plantas de *L. racemosa* possuem importante mecanismo de tolerância aos metais pesados, podendo indisponibilizá-los em compartimentos como vacúolos das células radiculares e/ou por inibição de sua translocação para as folhas.

Em razão disto, os processos metabólicos relacionados à fotossíntese não são afetados em níveis de Cr^{+3} considerados tóxicos. Essas características apresentadas por *L. racemosa* fazem dela uma importante espécie fitorremediadora sendo, todavia, recomendada em trabalhos de biomonitoramento ambiental devido à falta de sensibilidade aos elevados níveis de metais pesados. No entanto, em longo prazo, esta espécie pode vir a apresentar problemas fisiológicos nas fases mais

avançadas de crescimento devido à mutagenicidade causada pelo efeito acumulativo do Cr nas raízes.

A ausência de diagnose por toxicidade ao Cr^{+3} sugere também, a necessidade de estudos anatômicos e de microscopia eletrônica de estruturas celulares como a organização de membranas das organelas celulares, além de ensaios de mutagenicidade. O Cromo trivalente possui pouca mobilidade através da membrana celular e sendo assim, sua entrada na célula poderá se dar ou através da fagocitose ou da redução do Cromo hexavalente (Lomar, 2007). Esta mesma autora explica que o Cromo possui uma alta afinidade por DNA e proteínas, sendo considerado ambiental e ocupacionalmente carcinogênico, o que justificaria estudos nesta área com objetivos de avaliar possíveis danos ao DNA de plantas de *L. racemosa*. Cabe ressaltar, que essa espécie é de grande valor na cadeia trófica do ecossistema manguezal.

4.5. Concentração interna de Cromo

As concentrações internas do Cr^{+3} nos órgãos vegetativos de *L. racemosa* são apresentadas na figura 3. Em todos os órgãos analisados, o teor de Cr^{+3} aumentou progressivamente à maior disponibilidade deste elemento. Com exceção do controle, onde as concentrações entre os órgãos foram similares para as soluções suplementadas com Cr^{+3} , as raízes acumularam elevados teores deste metal seguido pelo caule e em menor concentração, pelas folhas.

Na solução suplementada com 0,50 mg/L de Cr^{+3} , as raízes acumularam cerca de sete vezes o valor obtido na solução com 0,05 mg/L de Cr^{+3} . Mesmo nos tratamentos com Cr^{+3} , não houve diferenças significativas nos teores foliares deste elemento. Nesses órgãos, a concentração de Cr^{+3} variou de 2,5 a 16 mg/L. Segundo Ramos (2005), valores de Cr variando 2,21 e 4,95 ppm em folhas de arbóreas de manguezal podem ser considerados indicativos de poluição ambiental. No entanto, mesmo na solução desprovida de Cr^{+3} , esse valor foi de 6,9 mg/L contrariando as informações anteriores.

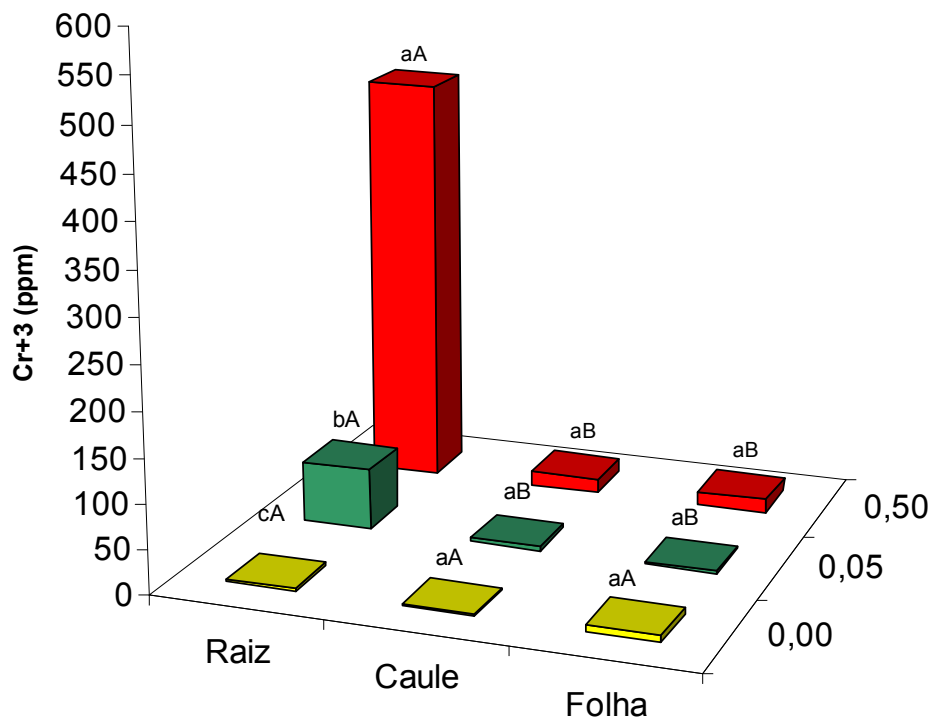


Figura 3: Valores médios da concentração do Cr⁺³ em raiz, caule e folhas de *L. racemosa*. Letras distintas diferem em 1% pelo teste de Tukey. Letras maiúsculas comparam as médias das concentrações de Cr entre os órgãos vegetais e letras minúsculas comparam as médias entre as concentrações de Cr dentro de cada órgão vegetal. (n= 18). (■ = concentração 0,00 mg/L Cr⁺³; ■ = concentração 0,05 mg/L Cr⁺³ e ■ = concentração 0,50 mg/L de Cr⁺³).

A baixa concentração de Cr⁺³ em folhas de *L. racemosa* em todos os tratamentos inclusive naquele onde o teor desse metal foi dez vezes superior ao limite permitido pelo CONAMA, para águas salobras, pode ser devido à sua característica sal-includente (Bernini et al., 2006). Deste modo, os mecanismos que controlam a entrada do sal nas plantas poderiam de alguma forma, afetar a absorção de metais pelas plantas (Lacerda et. al., 1985).

A baixa mobilidade do Cr⁺³ nos vasos do xilema também tem sido sugerida por alguns autores (Skeffington et al., 1976, Pandey & Sharma, 2003; Maine et al., 2004). Mangabeira et al. (2006) especularam que sob baixas concentrações, o Cr tem alta capacidade de translocação das raízes para folhas confirmando os resultados obtidos em *L. racemosa* cultivadas em solução hidropônica desprovida deste elemento (figura 3). Quando a disponibilidade do Cr aumenta, as raízes absorvem este metal, mas perdem a eficiência da transferência das raízes para as

folhas como verificado nas plântulas de *L. racemosa* quando cultivadas na solução hidropônica suplementada com 0,05 e 0,50 mg/L de Cr.

Esse mecanismo permite as plantas de *L. racemosa* tolerar níveis tóxicos de Cr sem afetar o seu crescimento e sobrevivência. A distribuição de metais dentro das plantas depende da habilidade destes metais para serem transportados sendo que alguns como, Cr^{+3} têm baixa mobilidade concentrando-se nas raízes (Alberts et al., 1990). Sendo assim, o fator de translocação, que é definido como a razão da concentração do metal pesado entre parte aérea e raiz (Yu & Gu, 2007) foi diferente em plântulas de *L. racemosa*, cultivadas em três concentrações de solução hidropônica. Na concentração 0,00 o valor de FC foi de 2,6, enquanto nas concentrações de 0,05 e 0,50 mg/L de Cr foram, respectivamente, 0,10 e 0,07.

O maior acúmulo de Cr em raízes em relação aos órgãos aéreos também tem sido relatado para outras espécies de ecossistema manguezal e de outros biomas (Zayed et al., 1998; Maine et al., 2004; Yu e Gu, 2007), bem como para algumas cultivares agrícolas (Mei et al., 2002; Scocciati et al., 2006). Zheng et. al. (1997) estudando *Rhizophora stylosa*, encontrou maiores teores de cromo em raízes, ramos e baixos teores em folhas. Em *Avicennia marina*, outra arbórea de manguezal, o teor de metais pesados também foi maior em raízes (MacFarlane et. al., 2003).

Em relação às plantas que se desenvolvem em ambientes naturais, a concentração de Cr foi superior no presente trabalho. Ong Che (1999) encontrou valores variando entre 2 e 6 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca em raízes de *Kandelia candel* de ecossistema manguezal. Isso pode ter ocorrido devido à maior disponibilidade do Cr em solução hidropônica e a falta de processos redutores que normalmente ocorrem no sedimento. Propriedades do sedimento como textura, M.O. e o potencial redox estão envolvidos no processo de imobilização dos metais nos sedimentos do ecossistema manguezal (Tam & Wong, 1993).

Além disso, em condições naturais, a ausência ou presença da vegetação pode ser muito importante na determinação da concentração de metais nos sedimentos (Ong Che, 1999), já que áreas cobertas pela vegetação possuem um potencial redox muito maior do que aqueles não vegetados, devido aos processos oxidativos que ocorrem no sistema radicular das plantas (Chiu & Chou, 1993).

A concentração de Cr nas plantas é controlada principalmente pelos níveis do metal em forma solúvel no solo. Alguns solos podem apresentar quantidades elevadas de Cr total, mas sua disponibilidade para as plantas pode ser baixa em função da forma com que o metal se apresenta (Kabata-Pendias & Pendias, 1984). No solo, a dinâmica do Cr é influenciada pelo pH, pelos teores de matéria orgânica, fosfatos e pelo Fe, Mn e Al (Harbison, 1986).

Sabendo-se que o Cr é transportado em plantas como um complexo aniônico identificado nos extratos dos tecidos vegetais e no fluido do xilema, sua concentração em plantas poderá variar de acordo com a espécie, com as propriedades físico-químicas do solo e da fase de desenvolvimento das plantas. Em níveis fitotóxicos, as plantas podem apresentar sintomas de fitotoxicidade refletindo na diminuição da produtividade (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

Baker (1987) conceitua planta hiperacumuladora como sendo àquela planta que é tolerante e que acumula grandes quantidades de metais em seus tecidos. Observando os valores acumulados nas raízes das plantas de *L.racemosa*, no presente estudo, pode-se concluir que esta espécie tem potencial de hiperacumuladora de Cr.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nieboer & Richardson (1980) ressaltam que o Cr é fitotóxico acima de determinados níveis. Porém, os resultados são escassos quanto aos limites tolerados pelas espécies em sistemas agrícolas e naturais. A compreensão dos processos, que envolvem a absorção do Cr e seus efeitos fisiológicos, é de extrema importância em estudos para identificar espécies hiperacumuladoras, sendo indicadas para projetos de fitorremediação.

Para tanto, a investigação da relação da fase de desenvolvimento de *L. racemosa* e o estudo comparativo com as espécies *Rhizophora mangle* e *A. germinans* sob impacto de metais pesados poderá gerar importantes informações sobre o comportamento fisiológico destas espécies visando a conservação e a recuperação de áreas de manguezais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERTS, J. J.; PRICE, M. T.; KANIA, M. Metal concentrations in tissues of *Spartina alterniflora* (Loisel.) and sediments of Georgia Salt Marshes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 30, p. 47-58, 1990.

ARAGON, J. V. Tanneries and the environmental. In: **XI International Union of Leather Technologists and Chemists Societies Congress**. Santiago do Chile, p. 304-314, 1990.

ARNON, D.I. Copper enzymes in isolated chloroplast. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. **Plant Physiology**, v. 24, p.1-15, 1949.

BACARIN, M. A., MOSQUIM, P. R. Cinética de emissão de fluorescência das clorofilas de dois genótipos de feijoeiro. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 26, p. 705-710, 2002.

BAKER, A. J. M. Metal tolerance. **New Phytologist**, v. 106, p. 93-111, 1987.

BAKER, N. R. A possible role for photosystem II in environmental perturbations of photosynthesis. **Physiologia Plantarum**, v. 81, p. 563-570, 1991.

BAKER, N. R., ROSENQVIST, E. Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, p. 1607-1621, 2004.

BALL, M. C.; FARQUHAR, G. D. Photosynthetic and stomatal responses of two mangroves species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to long term salinity and humidity conditions. **Plant Physiology**, v. 74, p. 1-6. 1984.

BERNINI, E.; SILVA, M. A. B.; CARMO, T. M. S.; CUZZUOL, G. R. F. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p.689-699, 2006.

BJÖRKMAN, O., DEMMING, B. Photon yield of O₂ evolution and chlorophyll fluorescence characteristics at 77 k among vascular plants of diverse origins. **Planta**, v. 170, p. 61-66, 1987.

CANAL, E. C. **Condições para cultivo de *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn f.** 39 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.

CARLOS, A. F. A.; OLIVEIRA, A. U. **Geografia das metrópoles**. Ed. Contexto, São Paulo, 2006.

CHEESEMAN, J. M., HERENDEEN, L. B., CHEESEMAN, A. T., CLOUGH, B. F. Photosynthesis and photoprotection in mangroves under field conditions. **Plant Cell Environmental**, v. 20, p. 579-588, 1997.

CHIU, C. Y., CHOU, C. H. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui estuary in Taiwan. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 37, p. 659–669, 1991.

CHIU, C. Y.; CHOU, C. H. Oxidation in the rhizosphere of mangrove *Kandelia candel* seedlings. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 39, p. 725-731, 1993.

CLARK, R. B. **Marine Pollution**. U.K.: Clarendon Press, 1997.

CLOUGH, B. F.; SIM, R. G. Changes in gas exchange characteristics and water use efficiency of mangroves in response to salinity and vapour pressure deficit. **Oecologia**, v. 79, p. 38-44, 1989.

COIMBRA, A. C. **Distribuição de metais pesados em moluscos e sedimentos nos manguezais de Coroa Grande e da Enseada das Garças, Baía de Sepetiba, RJ**. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2003.

CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Brasília – DF, 2005.

CVISION **MFC application**. cvision.exe. v.1.0, Vitória:UFES, 2002.

DWIVEDI, S. N., PADMAKUMAR, K. G. **Ecology of mangrove swamp near Juhu Beach, Bombay with reference to sewage pollution**. In: Teas, H.J. (Ed.), *Biology and Ecology of Mangroves*. Tasks for Vegetation Science Series vol. 8. Dr. Junk Publishers, Lancaster, p. 163-170, 1983.

EDWARDS, W.; EDYVANE, K. S.; BOXALL, A.; HAMANN, M.; SOOLE, K. L. Metal levels in seston and marine fish flesh near industrial and metropolitan centres in South Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, p. 389-396, 2001.

FALQUETO, A. R. **Respostas fisiológicas e bioquímicas de *Rhizophora mangle* L. e *Laguncularia racemosa* Gaerth. à poluição ambiental no manguezal do município de Vitória, ES**. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal) Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo, ES. 98 p., 2005.

FINDES/IEL/IDEIES. Federação das Indústrias do Estado do Espírito Santo. **Guia Industrial de Negócios do Espírito Santo**, Vitória, Brasil, 2000.

GARDEA-TORRESDEY, J. L., PERALTA-VIDEA, J. R., MONTES, M., de la ROSA, G., CORRAL-DIAZ, B. Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements. **Bioresource Technology**, v. 92, p. 229–235, 2004.

GOMÉZ, A. A.; SWETE-KELLY, D. E.; SAYERS, J. K.; COUGHLAN, K. J. Measuring sustainability of agricultural systems at the farm-level. In: Methods for assessing soil quality. **Soil Science Society of America**, v. 49, p. 401-409, 1996.

HAN, F. X.; SRIDHAR, B. B. M.; MONTS, D. L.; SU, Y. Phytoavailability and toxicity of trivalent and hexavalent chromium in *Brassica juncea*. **New Phytologist**, v. 162, p. 489-499, 2004.

HARBISON, P. Mangrove muds - A sink and a source for trace metals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 17, p. 246-250, 1986.

HENDRY, G. A. F.; GRIME, J. P. **Methods in Comparative Plant Ecology**. New York: Marcel Dekker, 282p., 1993.

HUNT, R. Plant growth curves: the functional approach to plant growth analysis. **Edward Arnold Publishers**, London, 80 p., 1978.

JESUS, H. C. de; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n.3, p.378-386, 2004.

KABATA-PENDIAS, A. & H. PENDIAS. **Trace elements in soils and plants**. CRC, Florida. 315 p., 1984.

KIRK, J. T. O., ALLEN, R. L. Dependence of chloroplast pigments synthesis on protein synthesis: effect of actidione. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 21, p. 523-530, 1965.

KRAUSE, G. H.; WEISS, E. Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basics. Annual Review of Plant Physiology. **Plant Molecular Biology**, v. 42, p. 313-319, 1991.

LACERDA, L. D., REZENDE, C. E., JOSÉ, D. V., WASSERMAN, J. C., FRANCISCO, M. C. Mineral concentration in leaves of mangrove trees. **Biotropica**, v. 17, pp. 260-262, 1985.

LOMAR, A. E. de S. **Avaliação dos possíveis efeitos fitotóxicos, genotóxicos e mutagênicos do cromo trivalente por meio de ensaios do sistema teste de *Allium cepa***. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Departamento de Biologia, Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.

MacFARLANE, G. R., PULKOWNIK, A., BURCHETT, M. D. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. **Environmental Pollution**, v. 123, p. 139-151, 2003.

MacFARLANE, G. R. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 244–256, 2002.

MACHADO, E. C., MEDINA, C. L., GOMES, M. M. A., HABERMANN, G. Variação sazonal da fotossíntese, condutância estomática e potencial de água na folha de laranja "Valência". **Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)**, v. 59, p. 53-58, 2002.

MAINE, M. A., SUÑÉ, N. L., LAGGER, S. C. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. **Water Research**, v. 38, p. 1494-1501, 2004.

MANGABEIRA, P. A., GAVRILOV, K. L., ALMEIDA, A. A. F. de, OLIVEIRA, A. H., SEVERO, M. I., ROSA, T. S., SILVA, D. da C., LABEJOF, L., ESCAIG, F., LEVISETTI, R., MELKE, M. S., LOUSTALOT, F. G., GALLE, P. Chromium localization in plant tissues of *Lycopersicon esculentum* Mill using ICP-MS and ion microscopy (SIMS). **Applied Surface Science**, v. 252, pp. 3488-3501, 2006.

MEHLIG, U. **Aspects of tree primary production in an equatorial mangrove forest in Brazil**. Bremen: Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), 155 p. (ZMT Contributions, 14), 2001.

MEI, B. J., PURYEAR, J. D., NEWTON, R. J. Assessment of Cr tolerance and accumulation in selected plant species. **Plant Soil**, v. 247, p. 223-231, 2002.

NAIDOO, G.; TUFFERS, A.; WILLERT, D. J. von. Changes in gas exchange and chlorophyll fluorescence characteristics of two mangroves and a mangrove associate in response to salinity in the natural environment. **Trees**, v. 16, p. 140-146, 2002.

NIEBOER, E., RICHARDSON, D. H. S. The replacement of the nondescript term heavy metals by a biologically and chemically significant classification of metal ions. **Environmental Pollution**, v. 1, p. 3-26, 1980.

ONG CHE, R. G. Concentration of 7 heavy metals in sediments and mangrove root samples from Mai Po, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 39, p. 269-279, 1999.

PANDA, S. K., Heavy metal phytotoxicity induces oxidative stress in *Taxithelium* sp. **Current Science**, v. 84, p. 631-633, 2003.

PANDA, S. K., CHOUDHURY, S. Chromium stress in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, p. 95-102, 2005.

PANDA, S. K., PARTA, H. K. Physiology of chromium toxicity in plants – A review. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 24, p. 10-17, 1997.

PANDA, S. K., PARTA, H. K. Alteration of nitrate reductase activity by chromium ions in excised wheat leaves. **Indian Journal of Agricultural Biochemistry**, v. 2, p. 56-57, 1998.

PANDA, S. K., PARTA, H. K. Does Cr (III) produces oxidative damage in excised wheat leaves. **Journal of Plant Biology**, v. 27, p. 105-110, 2000.

PANDEY, N., SHARMA, C. P. Chromium interference in iron nutrition and water relations of cabbage. **Environmental and Experimental Botany**, v. 49, p. 195-200, 2003.

PIMENTEL, C., HÉBERT, G. Potencial fotossintético e condutância estomática em espécies de feijão caupi sob deficiência hídrica. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, v. 11, p. 7-11, 1999.

POPP, M., LARHER, F., WEIGEL, P. Chemical composition of Australian mangroves III. Free aminoacids, total methylated onion compounds and total nitrogen. **Zeitschrift fur Pflanzernahrung und Bodenkunde**, v. 114, p. 15-25, 1984.

PREDA, M., COX, M. E. Trace metals occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. **Environment International**, v. 28, p. 433-449, 2002.

PRICE, A. H., HENDRY, G. A. Iron-catalyzed oxygen radical formation and its possible contribution to drought damage in nine native grasses and three cereals. **Plant, Cell and Environment**, v. 14, p. 246-253, 1995.

RAMOS, M. G. M. **Determinação dos teores de metais pesados em plantas típicas dos mangues do Rio Cubatão, SP.** Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) Programa de Mestrado em Saúde Coletiva, Universidade Católica de Santos, SP. 41 f., 2005.

REIMANN, C.; CARITAT, P. **Chemical Elements in the Environment.** Verlag Berlin Heidelberg: Springer, 381 p., 1998.

REIS, F. O. **Trocas gasosas, eficiência fotoquímica e fluxo de seiva xilemática em mamoeiro do grupo "Formosa" cultivado em condição de campo na região norte fluminense.** 59f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal do Norte Fluminense, Campos do Goytacazes, RJ, 2003.

RICHARD, F. C., BOURG, A. C. M. Aqueous geochemistry of chromium: A review. **Water Research**, v. 25, p. 807-816, 1991.

RODRIGUES, H. J. B. **Balço da radiação, energia e fluxo de CO₂ em ecossistema de manguezal na Amazônia.** Tese (Doutorado em Fisiologia Vegetal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

SCOCCIANI, V.; CRINELLI, R.; TIRILLINI, B.; MANCINELLI, V.; SPERANZA, A. Uptake and toxicity of Cr (Cr⁺³) in celery seedlings. **Chemosphere**, v. 64, p. 1695-1703, 2006.

SHANKER, A. K., CERVANTES, C. LOZA-TAVERA, H, AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. **Environment International**, v. 31, pp. 739-753, 2005.

SILVA, F. C. da (org.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** EMBRAPA. Campinas, SP. 370 p., 1999.

SILVA, D. M. **Metabolismo do carbono e do nitrogênio em plantas de soja noduladas sob omissão e ressuprimento de fósforo**. Tese (Doutorado em Fisiologia Vegetal) Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1998.

SILVA, E. F. Manguezal do Extremo Sul da Ilha de Itamaracá – Ecossistema Estuarino do Litoral Norte do Estado de Pernambuco. In: Reunião especial da SBPC: ecossistemas costeiros, do conhecimento à gestão. 1996, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, n. 18, p. 313., 1996.

SILVA, C. S. da.; PEDROZO, M. de F. M. **Ecotoxicologia do cromo e seus compostos**. Centro de Recursos Ambientais. Cadernos de referência ambiental, v.5, 100 p., 2001.

SILVA, F. de A. S. & AZEVEDO, C. A. V. de. A new version of the Assisat-Statistical Assistance Software. In: World Congress on computers in agriculture, 4, Orlando-FL-USA: **Anais: Orlando American Society of Agricultural Engineers**, p. 393-396, 2007.

SKEFFINGTON, R. A., SHEWRY, P. R., PERTERSON, P. J. Chromium uptake and transport in barley seedlings (*Hordeum vulgare* L.). **Planta**, v.19, pp. 807–810, 1976.

SOBRADO, M. A. Drought effects on photosynthesis of the mangrove, *Avicennia germinans*, under contrasting salinities. **Tree**, v. 13, p. 125-130, 1999.

SOBRADO, M. A. Relation of water transport to leaf gas exchange properties in three mangrove species. **Tree**, v. 14, p.258-262, 2000.

SOBRADO, M. A. Leaf characteristics and gas exchange of the mangrove *Laguncularia racemosa* as affected by salinity. **Photosynthetica**, v. 43, p. 217-221, 2005.

SUÁREZ, N., MEDINA, E. Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove, *Avicennia germinans* L. **Tree**, v. 19, p. 722-728, 2005.

TAM, N. F. Y., WONG, Y. S. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediment receiving wastewater of different strengths. **Environmental Technology**, v. 14, p. 719-729, 1993.

TATAGIBA, S. D.; PEZZOPANE, J. E. M.; REIS, E. F. dos; PENCHEL, R. M. Trocas gasosas e potencial de água em clones de eucalipto submetidos ao déficit hídrico. **Engenharia na Agricultura**, v. 15, p. 212-227, 2007.

THOMAS, C.; EONG, O. J. Effects of the heavy metals Zn and Pb on *R. mucronata* and *A. alba* seedlings. In: E. Soepadmo, A.M. Rao and M.D. MacIntosh, Editors, **Proceedings of the Asian symposium on mangroves and environment; research and management**, ISME, Malaysia, p. 568–574, 1984.

TOMLINSON, P. B. **The Botany of Mangroves**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 419 p., 1986.

XU, D.Q., WU, S. Three phases of dark-recovery course from photoinhibition resolved by the chlorophyll fluorescence analysis in soybean leaves under field conditions. **Photosynthetica**, v. 32, pp. 417-423, 1996.

YOUSSEF, T.; SAENGER, P. Photosynthetic gas exchange and water use in tropical and subtropical populations of the mangrove *Aegiceras corniculatum*. **Marine Freshwater Research**, v. 49, p. 329-334, 1998.

YU, X.-Z., GU, J.-D. Accumulation and distribution of trivalent chromium and effects on hybrid willow (*Salix matsudana* Koidz X *alba* L.) metabolism. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.52, p. 503–511, 2007.

ZAYED, A. M., LYTLE, C. M., QIAN, J. H., TERRY, N. Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops. **Planta**, v. 206, p. 293–299, 1998.

ZHENG, W.; CHEN, X.; PENG, L. Accumulation and biological cycling of heavy metal elements in *Rhizophora stylosa* mangroves in Yingluo Bay, China. **Marine Ecology Progress Series**, v. 159, p. 293-301, 1997.