

VARIAÇÕES REGIONAIS NA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS  
NA MACROALGA *ENTEROMORPHA* SP. DOS ESTUÁRIOS DO RIO  
CEARÁ (CEARÁ), LAGOA DE MUNDAÚ (ALAGOAS) E LAGOA DA TIJUCA  
(RIO DE JANEIRO) <sup>(1)</sup>

Mônica Wallner <sup>(2)</sup>

Ulrich Seeliger <sup>(3)</sup>

Valéria Laneuville Teixeira <sup>(4)</sup>

Francisca Pinheiro Joventino <sup>(5)</sup>

Sineide Correia Silva <sup>(6)</sup>

Laboratório de Ciências do Mar  
Universidade Federal do Ceará  
Fortaleza — Ceará — Brasil

O padrão de distribuição de metais pesados em estuários muitas vezes apresenta um comportamento não conservativo, de maneira que a forma química e a sua biodisponibilidade muda fundamentalmente dentro e entre os sistemas estuarinos. Enquanto a liberação de metais pesados para o ambiente aquático varia principalmente com a descarga do rio (Phillips, 1980), parâmetros como composição química da água do rio, gradientes de pH e Eh, abundância da biota, tipo e características físicas do estuário, irão atuar sobre a biodisponibilidade (Gross & Sumda, 1978).

As variações frequentes de salinidade, material dissolvido e particulado na água, em curto espaço de tempo (Seeliger & Cordazzo, 1982), tornam

difícil o uso de monitores biológicos para metais pesados. Entretanto, as algas marinhas são mais expressivas em indicar as condições dos metais em solução no meio, pois demonstram possuir incorporação aproximadamente linear de metais dissolvidos (Morris & Bale, 1975; Melhuus, 1978) e apresentam altos fatores de acumulação para os metais pesados (Seeliger & Edwards, 1977; Rice, 1981).

A macroalga *Enteromorpha* sp. demonstra a sua resistência em estuários poluídos de zonas temperadas (Moss & Woodhead, 1975; Reed & Moffat, 1983) e, sendo uma espécie eurihalina, apresenta pouca variação dos fatores de concentração para os metais em diferentes salinidades, mantendo aproximadamente constante a razão de crescimento e formação de sítios de ligação na parede celular. Seus altos fatores de concentração e prolongado tempo de retenção de Hg e Cu permitem extrapolar a concentração destes metais na coluna d'água e propiciam comparações ambientais ao longo do tempo entre regiões geograficamente distantes (Seeliger & Cordazzo, 1982; Seeliger & Knak, 1982).

Este estudo, abrangendo os estuários do Rio Ceará, Lagoa Mundaú e Lagoa da

(1) Trabalho financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

(2) Centro de Pesquisas e Desenvolvimento (CEPED), Programa de Tecnologia Ambiental (PROTAM), Governo do Estado da Bahia.

(3) Laboratório de Botânica Marinha, Departamento de Oceanografia, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande do Sul.

(4) Laboratório de Botânica Marinha, Faculdade de Biologia e Psicologia Maria Thereza, Niterói.

(5) Laboratório de Ciências do Mar e Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará.

(6) Departamento de Biologia, Universidade Federal de Alagoas.

Tijuca, que recebem despejos orgânicos e industriais, fornece informações sobre as concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb em *Enteromorpha* sp. e as variações nas concentrações metálicas em função das características morfológicas de cada estuário.

## AREAS DE ESTUDO

### *Estuário do Rio Ceará*

O Rio Ceará, localizado junto à cidade de Fortaleza com 1.308.919 habitantes, possui poucos estudos sobre as condições físico-químicas das suas águas estuarinas.

A construção de molhes de proteção há 13 anos atrás, na margem direita, evitou a migração da embocadura do Rio Ceará, provocada pelo transporte litorâneo dos sedimentos (Morais, 1980). Desta forma, o efeito da maré atualmente é observado até 7 km rio acima, podendo chegar a 2,4 m de altura (Alcantara-Filho, 1978). Durante a estiagem, de julho a dezembro, a vazão diminui significativamente, de forma que desaparece o gradiente de salinidade.

Embora não se tenha conhecimento quanto ao destino dos efluentes industriais, o Rio Ceará desemboca próximo à cidade de Caucaia, onde existem algumas indústrias de cerâmica, indústrias têxteis, metalúrgicas, químicas e outras.

### *Estuário da Lagoa Mundaú*

A Lagoa Mundaú, situada na cidade de Maceió, faz parte de um complexo hidrológico com canais interlagunares e ilhas. Possui aproximadamente 23 km<sup>2</sup> e com profundidade média de 2 m, sua comunicação com o oceano é feita através do Canal de Calunga, estreito e extenso, tendo uma profundidade média de 5 m.

O período chuvoso corresponde ao mês de julho e período seco ao mês de fevereiro. A variação estacional da temperatura da água e da salinidade superficial apresentou valores médios

maiores no verão, com 29°C e 27‰ respectivamente. No inverno, o valor médio da temperatura foi de 25°C, com um decréscimo acentuado da salinidade de 8‰ (Leça, 1976).

Além da contribuição dos efluentes domésticos provindos da população urbana que vive nas margens da lagoa, existem indústrias com despejos predominantemente orgânicos. Na bacia hidrográfica do Rio Mundaú que forma a Lagoa Mundaú, estão localizadas 6 usinas e 3 destilarias, que contribuem com o despejos de resíduo, além dos fertilizantes e pesticidas, que por escoamento superficial são levados à lagoa.

### *Estuário da Lagoa da Tijuca*

A cidade do Rio de Janeiro com 5.093.832 habitantes, possui ao sul um complexo sistema de lagoas interligadas e que se comunicam com o mar por um pequeno e estreito canal. O sistema lagunar denominado de Jacarepaguá é constituído pelas lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá, que possuem áreas de bacia hidrográfica total de 221 km<sup>2</sup> (FEEMA, 1978).

O canal da Tijuca, que corresponde à única ligação entre as lagoas e o mar, possui 1.750 m de comprimento e aproximadamente 90 m de largura. A influência da maré se faz presente na altura das ilhas situadas na Lagoa da Tijuca, possuindo, no entanto, uma renovação restrita de suas águas. Não existem dados físico-químicos sobre o canal da Tijuca.

As principais fontes de poluição nos rios são predominantemente orgânicas, despejos de esgotos, além dos despejos industriais provenientes de indústrias de produtos químicos, farmacêuticos e eletrônicos (FEEMA, 1978).

## MATERIAL E MÉTODOS

No período de março/33 a fevereiro/84 foram coletadas amostras mensais de aproximadamente 20 g da macroalga *Enteromorpha* sp. durante a maré baixa, em cada ponto.

A ocorrência de diferentes espécies de *Enteromorpha* sp. crescendo misturadas sobre o substrato, torna difícil sua identificação e separação das amostras para análise. Também em meio estuarino, as espécies apresentam um polimorfismo (Silva & Burrows, 1973) inviabilizando principalmente sua identificação. Assim, resultados de concentrações metálicas foram considerados a nível de gênero.

As algas coletadas e lavadas com a água do local, foram colocadas em sacos plásticos e congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$ . Realizou-se uma coleta de *Enteromorpha* sp. no estuário da Lagoa Mundaú para cultivo e teste em laboratório de seus fatores de concentração e retenção em diferentes concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb. As algas foram mantidas em sala de cultivo, em culturas unialgais com temperatura constante de  $23 \pm 2^{\circ}\text{C}$ , umidade de  $65 \pm 5\%$ , com luz branca fluorescente fria de  $2.800 \pm 300$  lux e um fotoperíodo de 16 h luz e 8 h escuro (Seeliger & Cordazzo, 1980). Para o meio de cultura, utilizou-se água do mar com salinidade de  $25\text{‰}$ , filtrada através de papel filtro Whatman n.º 3 e filtro Millipore  $0,45 \mu\text{m}$ , esterilizada e enriquecida com meio de Von Stosch (Von Stosch, 1963), com exceção de  $\text{Na}_2\text{EDTA}$ . A esterilização do material utilizado foi realizada por autoclavagem.

Os experimentos com algas da Lagoa Mundaú foram realizados em placas de Petri com 200 ml de meio e em duplicatas para cada concentração metálica a ser adicionada, nas quais foram isoladas algas de 1-2 mm e com um inóculo aproximado de 0,5 g peso seco de clones das algas.

De maneira a evitar a perda dos metais dissolvidos por mecanismos de adsorção e quelação nas placas, além da depleção de nutrientes, foram realizadas trocas do meio no intervalo de 3 dias (Seeliger & Cordazzo, 1982).

As concentrações dos metais pesados adicionados seguiram os níveis das concentrações normalmente encontradas no meio estuarino na forma de íons

$\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$ , nas concentrações de 0; 2,5; 5,0 e  $10 \mu\text{g}/\ell$  para Cu, Zn e Pb; e 0; 1,0; 2,5 e  $5,0 \mu\text{g}/\ell$  para Cd. Depois de 60 dias de crescimento das algas neste meio, uma amostra de algas foi retirada para a análise de cada metal. O restante das algas foi transferido para placas com meio livre de metais, trocando o meio a cada 6 dias, sendo novamente retiradas para análise após 18 dias.

As amostras de algas para Cu, Zn, Pb e Cd foram processadas quando possível em triplicatas e a digestão destas para a análise seguiu o método descrito por Fuge & James (1974) e Knak & Seeliger (1981). Os metais foram analisados pelo Espectrofotômetro de Absorção Atômica Varian 175.

Para os testes estatísticos, procedeu-se à normalização dos dados (Sokal & Rohlf, 1969), seguido pelo teste ANOVA (one-way), para testar a homogeneidade da variância e teste-t para avaliar a diferença significativa ao nível de 5%, das concentrações metálicas nas algas.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

No estuário do Rio Ceará, a mais alta concentração de metais nas algas no ponto 1 (figura 1) provavelmente se explica pela erosão na margem interna do rio e aumento nos processos de sedimentação na desembocadura, devido à construção do molhe (Morais, 1980). O processo deve favorecer a biodisponibilidade dos metais para as algas, devido ao aumento dos níveis de metais pesados solúveis (Burdon — Jones *et al.*, 1982) ou de metais adsorvidos em partículas em suspensão. Estas podem favorecer a adsorção dos metais por troca iônica, na parede celular da alga. Da mesma forma, o contato da alga com a superfície dos sedimentos, no período de baixa-mar, pode favorecer a adsorção caso a força de ligação do metal para o tecido algal seja maior que para as partículas do sedimento (Luoma *et al.*, 1982).

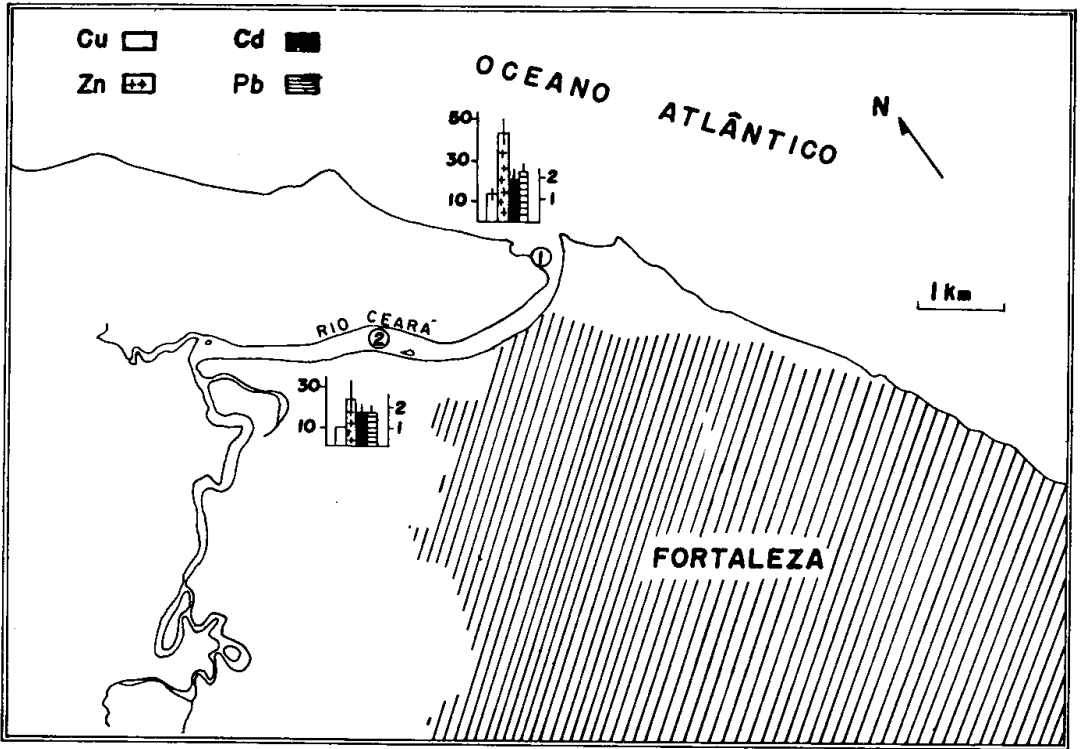


Figura 1 — Média anual das concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb, em  $\mu\text{g/g}$  peso seco, em *Enteromorpha* sp., com respectivos erros padrões, no estuário do Rio Ceará. O eixo à esquerda corresponde aos valores de Cu, Zn, e Pb, e o eixo à direita, a Cd.

A média anual das concentrações de metais nas algas, nos pontos de coleta da Lagoa Mundaú, foi maior no ponto 2, com exceção de Pb, que teve sua maior concentração no ponto 3, indicando certa contribuição significativa de despejos no local proveniente do estaleiro (figura 2).

A estratificação de águas, marés e correntes, além do fluxo do efluente industrial, podem provocar trocas nos níveis de metais traços em águas estuarinas e costeiras (Phillips, 1980). Em estuários rasos e onde a vazão não se torna pronunciada, como nos tipos lagunares, o padrão de distribuição dos metais pesados pode diferir, com relação aos estuários típicos, com maior profundidade, vazão e estratificação salina. Nos estuários mais rasos, a incorporação de metais pode estar mais sujeita a qualquer influência localizada, como no caso da deposição dos sedimentos na embocadura do estuário do

Rio Ceará e a contribuição de despejos não localizados no ponto 2 do estuário da Lagoa Mundaú.

Pode ocorrer uma menor penetração de água marinha no estuário do Rio Ceará, devido à construção do molhe na embocadura. A penetração desta água pode ser igualmente reduzida no estuário da Lagoa Mundaú, onde a estreita embocadura serve de ligação também para o mar com a Lagoa Manguaba.

No canal da Tijuca as maiores concentrações de metais nas algas foi no ponto 2, mais interior, indicando uma menor diluição da água e menor complexação dos metais que na zona mais próxima ao mar (figura 3).

Nesta zona mais próxima ao mar pode haver perda da fração solúvel para os sedimentos, não havendo ressuspensão freqüente em áreas pouco turbulentas (Phillips, 1977). Também nos períodos de maior salinidade nestes pontos próximos ao mar, pode ocorrer

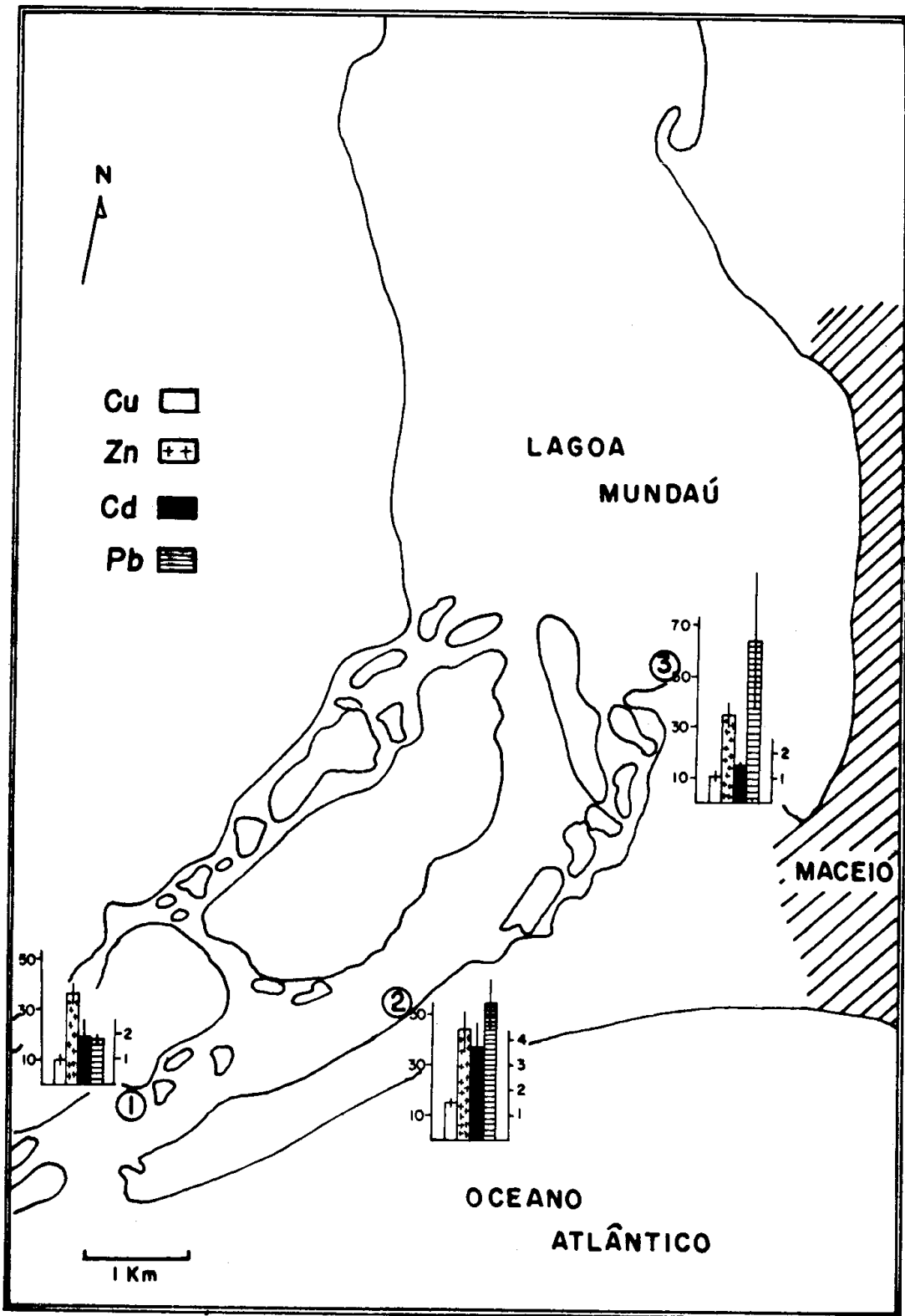


Figura 2 — Média anual das concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb, em  $\mu\text{g/g}$  peso seco em *Enteromorpha* sp., com respectivos erros padrões, no estuário da Lagoa Mundaú. O eixo à esquerda corresponde aos valores de Cu, Zn, e Pb, e o eixo à direita, a Cd.

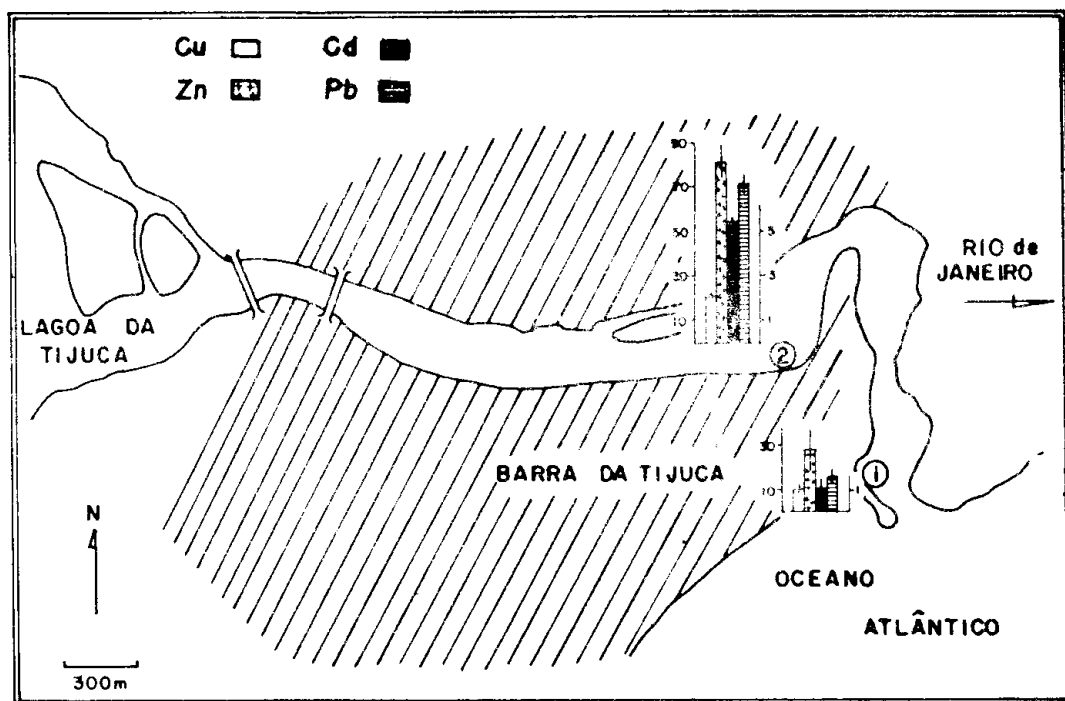


Figura 3 — Média anual das concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb, em  $\mu\text{g/g}$  peso seco, em *Enteromorpha* sp., com respectivos erros padrões, no estuário da Lagoa da Tijuca. O eixo à esquerda corresponde aos valores de Cu, Zn e Pb, e o eixo à direita, a Cd.

uma troca de cátions na parede celular da alga, fazendo com que ocorra provavelmente um decréscimo da concentração de metais nas algas (Burdon-Jones *et al.*, 1982).

As concentrações médias anuais dos metais em *Enteromorpha* sp. dos diversos locais mostraram uma média anual de  $11,72 \mu\text{g/g}$  para Cu,  $36,03 \mu\text{g/g}$  para Zn,  $1,97 \mu\text{g/g}$  para Cd e  $28,15 \mu\text{g/g}$  para Pb. Não existe diferença significativa nas concentrações de Zn nas algas, entre os estuários. Apenas o Pb no Rio Ceará mostrou uma concentração média significativamente mais baixa com relação à Lagoa Mundaú (figura 4), devido justamente às maiores concentrações de Pb encontradas no ponto 2 da lagoa.

Valores anuais médios dos teores de Cu, Zn e Cd nas algas dos 3 estuários, em cada ponto de coleta, encontram-se na faixa de concentração de metais em *Enteromorpha* sp. em locais livres de poluição significante em zonas tropicais

(Agadi, 1978; Sivalingam, 1978) e em zonas temperadas (Hágerhäll, 1973; Stenner & Nickless, 1975). No entanto, os valores de Pb se comparam com *Enteromorpha* sp. de locais com problemas de poluição de zonas temperadas (Stenner & Nickless, 1974; Melhuus *et al.* 1978), indicando contribuição de Pb nestes estuários. Este pode provir da combustão da gasolina dos veículos, bastante comum em zonas estuarinas próximas a áreas urbanas, ou por despejos urbanos e industriais (Wittmann, 1979).

Organismos monitores devem alcançar fatores de concentração desejáveis numa amplitude de  $10^3$ , sendo a incorporação linear com o tempo e a concentração, respectivamente (Portmann, 1976). Em *Enteromorpha* sp. a bioacumulação é uma função linear dos metais dissolvidos em água e não apresenta influência significativa com os gradientes de salinidade e queladores (Seeliger & Cordazzo, 1982). Fatores de concentração encontrados para *Enteromorpha*

sp. no estuário da Lagoa Mundaú foram de  $2,8 \times 10^3$  para Cu,  $5,0 \times 10^3$  para Zn,  $4,8 \times 10^3$  para Pb e  $4,4 \times 10^3$  para Cd (tabela I).

O fator de concentração para Zn se compara com os encontrados em algas pardas por Black & Mitchell (1952) e Melhuus *et al.* (1978) enquanto que os

fatores de concentração para Cu, Cd e Pb concordam com os valores determinados nas algas pardas por Burdon-Jones *et al.* (1982). Esta semelhança provavelmente está relacionada com a constância dos fatores climáticos em ambientes tropicais (tabela I).

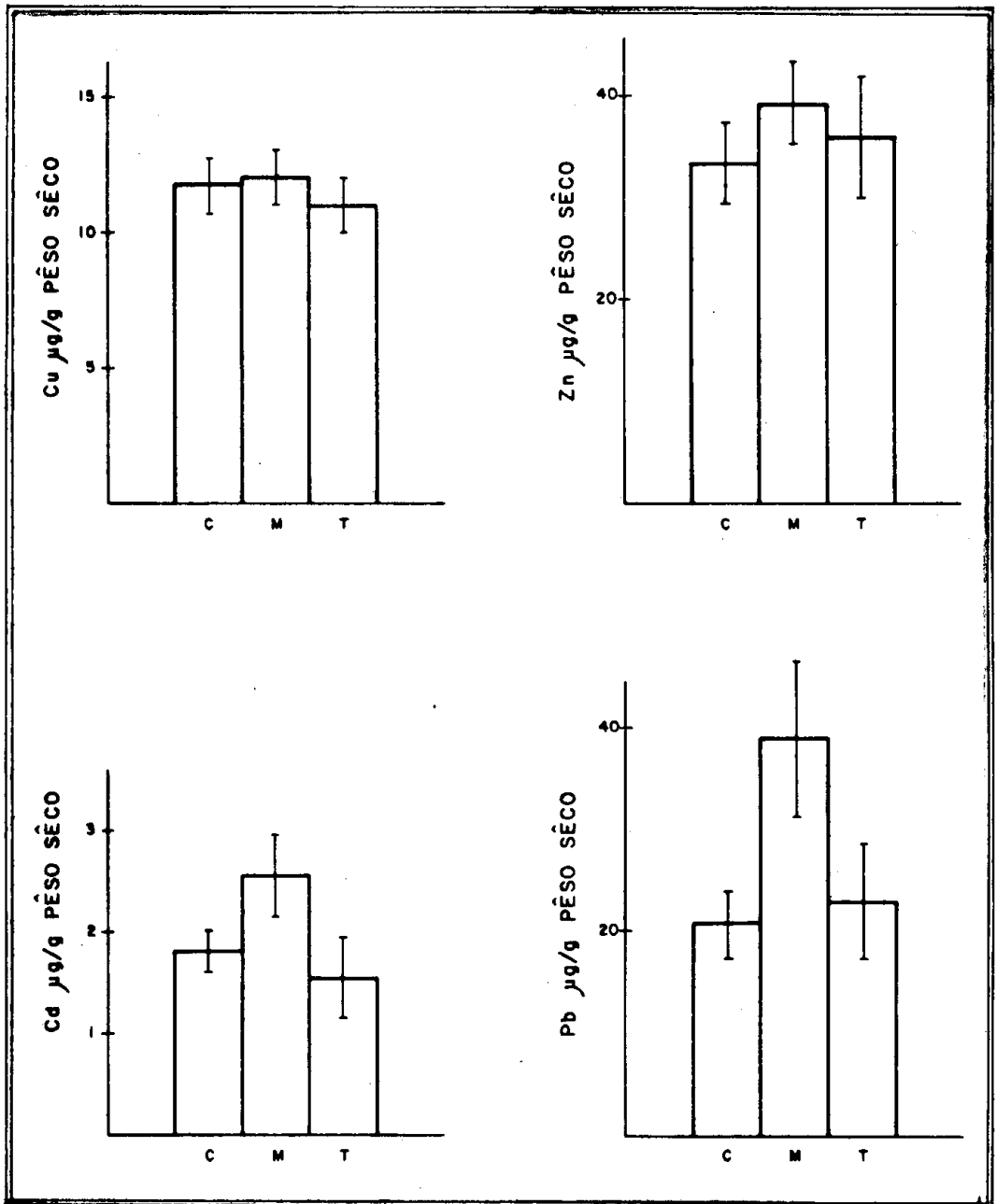


Figura 4 — Média anual e erro padrão das concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb em *Enteromorpha* sp., nos estuários do Rio Ceará, Lagoa Mundaú e Lagoa da Tijuca.

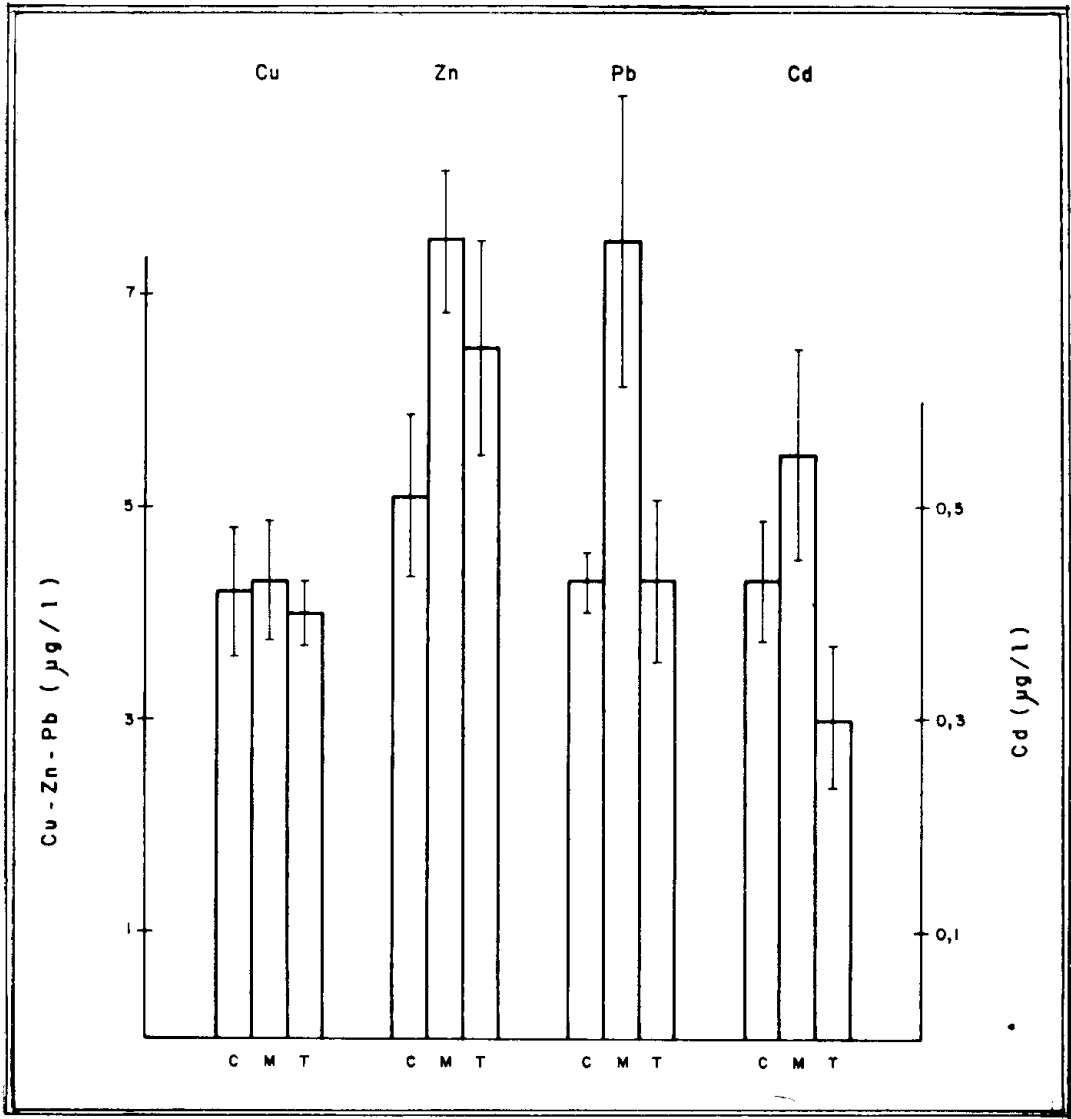


Figura 5 — Concentrações médias anuais esperadas de metais dissolvidos na água, em cada estuário.

TABELA I

Fatores de concentração de metais pesados em macroalgas.

Autor :	Macroalga	Concentração ( $10^3$ )			
		Cu	Zn	Cd	Pb
Black & Mitchell (1952)	<i>Ascophyllum nodosum</i>	—	1,4	—	—
	<i>Fucus vesiculosus</i>	—	1,1	—	—
	<i>Fucus serratus</i>	—	0,6	—	—
Preston et al. (1972)	<i>Fucus vesiculosus</i>	4,5	20,0	2,7	2,4
	<i>Porphyra umbilicalis</i>	6,3	10,0	0,66	2,0
Seeliger & Edwards (1977)	<i>Enteromorpha</i> spp.	5,6 – 7,7	—	—	2,0 – 45,0
	<i>Ulva</i> spp.	4,7 – 8,6	—	—	1,7 – 49,0
Melhuus et al. (1978)	<i>Fucus vesiculosus</i>	4,8 – 19,0	7,1 – 24,0	4,2 – 13,0	3,2 – 22,0
Burdon-Jones et al. (1981)	<i>Padina tetrastomatica</i> <sup>(1)</sup>	2,7 – 13,0	—	0,22 – 6,0	1,5 – 15,0
	<i>Padina tetrastomatica</i> <sup>(2)</sup>	1,5 – 22,0	—	0,9 – 20,0	0,97 – 17,0
Seeliger & Cordazzo (1982)	<i>Enteromorpha</i> sp.	6,9 – 8,3	—	—	—
Este estudo (Lagoa Mundauá)	<i>Enteromorpha</i> sp.	2,8	5,0	4,0	4,8

Obs.: (1) com influência urbana; (2) com influência agrícola.



Através dos fatores médios de acumulação de cada metal e as concentrações médias de metais nas algas, foi calculada a concentração média esperada de metais dissolvidos na água, em cada estuário. As concentrações de Cu, Zn e Cd na água, para todos estuários, estão baixas (figura 5), como encontrados em outros estuários (Hágerháll, 1973; Bryan & Hummerstone, 1973; Boyde *et al.*, 1979). Entretanto, as concentrações de Pb indicam a presença deste elemento na água, sendo necessário realizar estudos para o conhecimento de sua procedência.

A aplicação do monitoramento com *Enteromorpha* sp. oferece vantagem com relação às demais análises, devido à eficácia destes organismos em acumular metais presentes em baixa concentração na água, viabilizando assim o estudo inicial dos ambientes estuarinos.

## SUMMARY

*English title:* Regional variations of trace metals on *Enteromorpha* sp. seaweed, in Ceará River, Mundaú Lagoon and Tijuca Lagoon estuaries.

The macroalga *Enteromorpha* sp. was used to monitor dissolved Cu, Zn, Dd and Pb in the water of the Ceará River, Mundaú Lagoon and Tijuca Canal estuaries. During one year monthly samples of the algae were collected along salinity gradients at different stations in the estuaries. Average annual metal concentrations in *Enteromorpha* from the three different locations were not significantly different. Low concentration were found for Cu (11.72 µg/g), Zn (36.03 µg/g) and Cd (1.97 µg/g) whilst concentration of Pb (28.14 µg/g) was high.

*Enteromorpha* of the Mundaú Lagoon estuary was cultivated in laboratory to establish metal concentration factors in order to calculate concentration of dissolved Cu, Zn, Cd and Pb in the water of the estuaries studied. Low concentration were determined for the first three metals but high Pb

concentration calls for urgent monitoring of these estuarine systems.

## BIBLIOGRAFIA

- Agadi, V. V.; N. B. Boosle & A. G. Untawale — 1978 — Metal concentrations in some seaweeds of Goa (India). *Bot. Mar.*, 21 : 247-250.
- Alcantara Filho, P. — 1978 — *Contribuição para o conhecimento da biologia e ecologia do caranguejo-uçá, Ucides cordatus (Linnaeus, 1963) (Crustacea-Decapoda-Brachyura), no manguezal do Rio Ceará (Brasil)*. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo.
- Black, W. A. P. & R. L. Mitchell — 1952 — Trace elements in the common brown algae and in seawater. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 30 : 575-584.
- Boyde, C. R.; S. R. Aston & I. Thornton — 1979 — Tidal and seasonal variations of trace elements in two Cornish estuaries. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 9 : 303-317.
- Bryan, G. W. & L. G. Hummerstone — 1973 — Brown seaweeds as indicators of heavy metals in estuaries in South-West England. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 53: 705-720.
- Burdon-Jones, C.; G. R. W. Denton; G. B. Jones & K. A. McPhie — 1982 — Regional and seasonal variations of trace metals in tropical Phaeophyceae from North Queensland. *Mar. Environ. Res.*, 7 : 13-30.
- Gross, F. A. & W. G. Sumda — 1978 — Relationship between bioavailability of trace metals and geochemical processes in estuaries, in: Martin L. Wiley (ed.), *Estuarine interactions*. International Estuarine Research Conference, Academic Press, New York.
- FEEMA — 1978 — *Fase inicial do sistema de prevenção e controle de poluição nas lagoas*. Projeto FUNDREM, n.º 014-6-01-1, Relatório final.
- Fuge, R. & K. H. James — 1974 — Trace metal concentrations in *Fucus* from the Bristol Channel. *Mar. Pollut. Bull.*, 5: 9-12.
- Hágerháll, B. — 1973 — Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Oresund area. *Bot. Mar.*, 16: 53-64.
- Knak, R. B. & U. Seeliger — 1981 — Revisão e recomendações para análise de mercúrio e cobre no ambiente marinho e estuarino. *Atlântica*, Rio Grande, (2): 25 pp.
- Leça, E. E. — 1976 — *Taxonomia e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) na Lagoa Mundaú (Alagoas — Brasil)*. Tese de

Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 100 pp., Recife.

Luoma, S. N.; G. W. Bryam & W. J. Langston — 1982 — Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Mar. Poll. Bull.*, 13 (11): 394-396.

Melhuus, A., K. L. Seip & H. M. Seip — 1978 — A preliminary study of the use of benthic algae as biological indicators of heavy metal pollution in Sorfjorden, Norway. *Environ. Pollut.*, 15: 105-107.

Morais, J. O. — 1980 — Aspectos do transporte de sedimentos no litoral do município de Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. *Arq. Ciên. Mar.*, Fortaleza, 20 (1/2) : 71-100.

Morris, A. W. & A. J. Bale — 1975 — The accumulation of cadmium, copper, manganese and zinc by *Fucus vesiculosus* in the Bristol Channel. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 3: 153-163.

Moss, B. & S. Woodhead — 1975 — The effect of two commercial herbicides on the settlement, germination and growth of *Enteromorpha*. *Mar. Pollut. Bull.*, 6 (12): 189-400.

Phillips, D. J. H. — 1977 — The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments — a review. *Environ. Pollut.*, 13: 281-317.

Phillips, D. J. H. — 1980 — Quantitative aquatic biological indicators, in K. Mellanby (ed.). England Applied Science Publishers Ltda., p. 488.

Portmann, J. E. (ed.) — 1976 — Manual of methods in aquatic environment research. Part 2 — Guidelines for the use of biological accumulators in marine pollution monitoring. *FAO Fish. Tech. Pap.*, (150): 124 pp.

Reed, R. H. & Moffat — 1983 — Copper toxicity and copper tolerance in *Enteromorpha compressa* (L.) Grev. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, (69): 85-103.

Rice, D. L. & B. E. Lapointe — 1981 — Experimental outdoor studies with *Ulva*

*fasciata* Delile. II — Trace metal chemistry. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, (54): 1-11.

Seeliger, U. & C. Cordazzo — 1980 — Critérios para construção de uma sala de cultivos. *Atlântica*, Rio Grande, (4): 73-78.

Seeliger, U. & C. Cordazzo — 1982 — Field and experimental evaluation of *Enteromorpha* as quali-quantitative monitoring organisms for copper and mercury in estuaries. *Environ. Pollut.*, 29: 197-206.

Seeliger, U. & P. Edwards — 1977 — Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic algae. *Mar. Pollut. Bull.*, 8: 16-19.

Seeliger, U. & R. B. Knak — 1982 — Origin and concentration of copper and mercury in water and biota of the Patos Lagoon estuary, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, (5): 35-42.

Silva, M.W.R.M. & E. Burrows — 1973 — An experimental assessment of the status of the species *Enteromorpha intestinalis* (L.) and *Enteromorpha compressa* (L.) Grev. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 53: 895-904.

Sivalingam, P. M. — 1978 — Biodeposited trace metals and mineral content studies of some tropical marine algae. *Bot. Mar.*, 21: 327-330.

Sokal, R. R. & F. J. Rohlf — 1969 — *Biometry*. W. H. Freeman and Company, 776 pp., São Francisco.

Stenner, R. D. & G. Nickless — 1974 — Distribution of some heavy metals in organisms in Hardangerfjord and Skjertadfford, Norway. *Water Air Soil Pollut.*, 3: 279-291.

Von Stosch, H. A. — 1963 — Wirkung von Arsenit auf Meersalgen in Kultur, in: A. D. de Virville & J. Feldmann (eds.), *Proc. 4th Int. Seaweed Sym.*, Biarritz.

Wittmann, G. T. W. — 1979 — Toxic metals, in: Förstner, U. & G. T. W. Wittmann (eds.), *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 3-68.