

**UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE - UFF
INSTITUTO DE QUÍMICA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS (Geoquímica Ambiental)**

CLARISSA LOURENÇO DE ARAUJO

**AVALIAÇÃO DO FITOBENTOS PARA O BIOMONITORAMENTO DA
CONTAMINAÇÃO POR METAIS NA LAGOA RODRIGO DE FREITAS, RJ.**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. WILSON THADEU VALLE MACHADO
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. MARCOS ANTONIO DOS SANTOS FERNANDEZ**

Niterói

2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE - UFF
INSTITUTO DE QUÍMICA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS (Geoquímica Ambiental)**

CLARISSA LOURENÇO DE ARAUJO

**AVALIAÇÃO DO FITOBENTOS PARA O BIOMONITORAMENTO DA
CONTAMINAÇÃO POR METAIS NA LAGOA RODRIGO DE FREITAS, RJ.**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, como requisito final para a obtenção de **Grau de Mestre em Geociências**. Área de concentração: Geoquímica Ambiental.

**ORIENTADOR: Prof. Dr. WILSON THADEU VALLE MACHADO
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. MARCOS ANTONIO DOS SANTOS FERNANDEZ**

Niterói

2010

A 663 Araujo, Clarissa Lourenço de.

Avaliação do fitobentos para o biomonitoramento da contaminação por metais na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ/ Clarissa Lourenço de Araujo. –. Niterói: [s.n.], 2010.

117 f.: il. 30 cm.

Dissertação (Mestrado-Geoquímica ambiental)
Universidade Federal Fluminense, 2010. Orientador: Prof. Dr. Wilson Thadeu Valle Machado. Co-orientador: Prof. Marcos Antonio dos Santos Fernandes

1. Macrófita. 2. Macrófita aquática. 3. Monitoramento ambiental
4. Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro, RJ). I.

CDD 589.3

CLARISSA LOURENÇO DE ARAUJO

**AVALIAÇÃO DO FITOBENTOS PARA O
BIOMONITORAMENTO DA CONTAMINAÇÃO POR
METAIS NA LAGOA RODRIGO DE FREITAS, RJ**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós - Graduação
em Geociências da Universidade Federal Fluminense,
como requisito parcial para a obtenção do **Grau
de Mestre**. Área de Concentração: **Geoquímica
Ambiental**.

Aprovada em fevereiro de 2010.

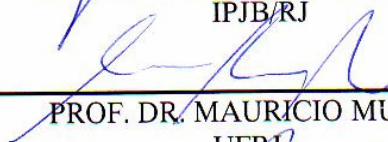
BANCA EXAMINADORA



PROF. DR. WILSON THADEU VALLE MACHADO
ORIENTADOR/GEO/UFF



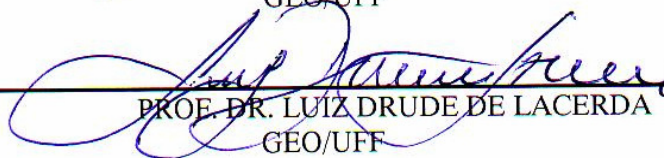
PROF. DR. GILBERTO MENEZES AMADO FILHO
IPJB/RJ



PROF. DR. MAURICIO MUSSI MOLISANI
UFRI



PROF. DR. EDISON DAUSACKER BIDONE
GEO/UFF



PROF. DR. LUIZ DRUDE DE LACERDA
GEO/UFF

NITERÓI
2010

*“A arte de ser louco é jamais cometer a loucura
de ser um sujeito normal”.*

As minhas amadas filhas Mariana e Juliana

Agradecimentos

Ao Pai celestial

Ao Senhor Deus que me ilumina, me protege e guia meus passos por onde quer que eu vá.

Aos familiares

Primeiramente aos meus amados pais, Ana Regina e José Carlos, que me deram carinho e apoio durante toda minha vida.

As minhas lindas filhas, Mariana e Juliana, que alegram os meus dias e me incentivam a ir sempre adiante.

Aos meus sobrinhos, Lucas e Geovanna, que iluminam meus dias com seus sorrisos.

Aos meus irmãos, Tadeu, Tiago e Ana por todos os momentos vividos e pela grande união de nossa família.

A minha falecida Avó, Ophélia por todos os ensinamentos, incentivos, carinho e amor que me foi dedicado.

Aos meus cunhados Ingrid e Beto por cada tarde de domingo alegre que tivemos.

A minha madrastra Socorro, por ser sempre amável, alegre e carinhosa comigo e minhas filhas.

Ao meu namorado Fabiano, pela paciência e apoio durante os momentos difíceis e atribulados dessa jornada. Pela ajuda nas análises de laboratório e por todo incentivo e confiança no meu potencial.

Aos mestres

Ao meu orientador Wilson Machado, por toda dedicação, paciência, incentivo e confiança.

Ao meu querido Co-orientador, Marcos Fernandez (Halley), por todos os ensinamentos, carinho, dedicação, incentivo, confiança e amizade construída ao longo desses anos. Nos breves momentos de desespero me apoiei em cada palavra de incentivo para não perder o animo e seguir em frente.

Ao meu grande amigo e colaborador, Daniel Dias Loureiro, por toda ajuda durante as coletas, empréstimo de material e ensinamentos. Obrigada também por cada palavra de apoio nos momentos difíceis, por cada puxão de orelha (quando necessário), pelas brincadeiras nos tempos vagos e pela grande e sincera amizade firmada.

Aos Professores Luiz Drude de Lacerda, Sambasiva Rao Patchineelam e Renato Campelo pelo espaço, material e equipamentos cedidos.

A professora Denise pelas análises de metais.

Ao professor José Lailson (UERJ) e sua equipe pelas análises de mercúrio.

A Rafael Rodrigues Loureiro, pela identificação do material biológico, pelos papers cedidos e pela simpatia.

Aos amigos

A Tiara, Camila e Jano pela ajuda durante as coletas e Clóvis pelas análises de laboratório.

A Viviane (Vivi) e Walter pelas análises realizadas e pelos momentos divertidos no laboratório.

As minhas queridas estagiárias Michelle e Nathália por toda ajuda na preparação das amostras e análises. Por cada dia alegre que passamos no laboratório e pela amizade construída.

Ao meu querido amigo Alberto pela ajuda no laboratório e pelos momentos de diversão.

A minha grande amiga, Soyla, pela ajuda durante as coletas, pela dedicação, carinho e apoio moral. Obrigada também por todos os momentos maravilhosos que passamos juntas, por cada abraço, cada afago e incentivo quando as coisas não estavam bem. Você tem um valor inestimável para mim e sempre terá um lugar cativo em meu coração.

Aos meus queridos amigos Eduardo (Dudu) e Bruno (Muqui) pela ajuda durante as campanhas, pelas palavras de incentivo e pela amizade construída. Vocês dois moram no meu coração.

Aos meus queridos e fiéis amigos, Renata e Marcos, por toda ajuda em cada momento desta longa jornada. Obrigada pelos momentos inesquecíveis vividos, por cada vez em que sorrimos ou choramos juntos. Muito obrigada por vocês serem o verdadeiro exemplo da palavra amizade e lealdade.

As minhas queridas amigas Beth e Julie, por todo carinho, alegria, incentivo e apoio nos momentos de tensão. Obrigada também por serem exemplos de mulheres de batalhadoras e que lutam por seus objetivos, não importando se é cedo ou tarde para recomeçar.

Aos meus amigos Fabio Thiago, Douglas (Gui) e Jefferson pelo carinho e apoio e por terem comemorado comigo mesmo que virtualmente a cada uma de minhas conquistas.

Aos amigos da UERJ e da UFF: Tatiane, Frank, Talitha, Michelle, Élida, Aline, Suéllen, Ludmila, Marina, Elisamara, Marcela por cada momento de alegria que passamos juntos.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo contribuir para o conhecimento sobre o potencial uso de organismos fitobentônicos (macroalgas e a macrófita aquática *Ruppia maritima*) para o monitoramento de metais de interesse ambiental (Al, Fe, Co, Cu, Hg, Mn, Pb e Zn) na área da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ), um sistema costeiro sob múltiplos impactos antrópicos. Esta contribuição baseou-se no princípio de que para a seleção e uso de organismos marinhos como biomonitores é necessário conhecer os padrões de acumulação dos metais e a realização de um estudo comparativo entre diferentes potenciais biomonitores, escolhidos para cobrir diferentes fontes de metais na área estudada. Foram coletadas amostras durante os meses de fevereiro e julho de 2008 e fevereiro de 2009, incluindo algas clorófitas, divididas em dois grupos morfológicos (filamentosas e talófilas), além de uma espécie de alga rodófitas (*Polysiphonia subtilissima*) e da macrófita aquática. Na lagoa, metais como Cu, Hg, Pb e Zn são potencialmente derivados do aporte de esgoto doméstico, do aporte de águas pluviais e da remobilização dos sedimentos pela dragagem periódica dos sedimentos de fundo, mas para o biomonitoramento desta contaminação, além da variabilidade intra e interespecífica na acumulação de metais nos tecidos, destaca-se uma elevada variabilidade na distribuição espacial dos organismos entre as campanhas, particularmente a crescente ocorrência de organismos como as clorófitas filamentosas e *P. subtilissima*. De maneira geral a distribuição espacial dos metais no fitobentos segue a tendência de maiores concentrações de Pb, Zn, Fe e Mn na porção Norte da lagoa, possivelmente ligadas à presença das galerias de água pluvial e esgoto. O Al apresenta concentrações elevadas nas bordas localizadas na região central da lagoa, o que indica que este pode ser oriundo de lixiviação da bacia (Maciço da Tijuca). Já Cu, Co e Hg não exibem um perfil de distribuição tão nítido quanto os outros, provavelmente por apresentarem um efeito mais acentuado de fontes difusas de entrada na lagoa. As concentrações dos metais-traço nos tecidos das macroalgas e da macrófita aquática seguiram uma mesma tendência (Zn>Cu>Pb>Co>Hg), enquanto tendências variáveis foram encontradas para Al, Fe e Mn. Não houve diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de metais no conjunto de estações com fonte pontual e sem fonte pontual de contaminação. Os resultados evidenciam que *P. subtilissima* pode ser indicada como biomonitora adequada para contaminantes como Cu, Hg, Pb e Zn. Já a macrófita *R. maritima* se mostrou particularmente indicada para o monitoramento da contaminação aguda por Hg em decorrência de um evento de dragagem, tendo exibido uma tendência de redução das concentrações do metal após o período da dragagem avaliada, em concordância com análises sedimentares realizadas anteriormente na área.

ABSTRACT

This study aims to contribute to the knowledge on the potential use of benthic organisms (macroalgae and the macrophyte *Ruppia maritima*) for future monitoring of metals (Al, Fe, Co, Cu, Hg, Mn, Pb and Zn) in the Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro), a coastal system under multiple anthropogenic impacts. This contribution was based on the principle that the selection and use of marine organisms as biomonitors is necessary to understand the metal accumulation patterns and a comparative approach with several potential biomonitors chosen to cover a range of sources of bioavailable metal at a site. Samples included Chlorophytes, separated into two morphological groups (filamentous and tallophytes), a Rodophyte (*Polysiphonia subtilissima*) and *R. maritima*, collected during February and July 2008, and February 2009. In the lagoon, metals as Cu, Hg, Pb and Zn are potentially derived from domestic sewage, storm water runoff and remobilization of sediments by periodic dredging of bottom sediments. However, for the biomonitoring of this contamination an elevated variability in the distribution of organisms observed between sampling periods should be considered, particularly the increasing occurrence of organisms such as filamentous chlorophytes and *P. subtilissima*, besides the intra and inter-specific variability in metal concentrations in the tissues. In general, the spatial distribution of metals (Pb, Zn, Fe and Mn) in phytobenthos followed the trend of higher concentrations of in the northern area of the lagoon, possibly due to urban runoff and domestic sewage input. Aluminum showed high concentrations in the central edges of the lagoon, indicating that this metal was leached from the drainage basin (Tijuca Massif). Copper, Co and Hg did not exhibit a distribution pattern as clear as other metals, probably because of a stronger effect of diffuse sources. The concentrations of trace metals in macroalgae and macrophyte tissues followed the same tendency (Zn > Cu > Pb > Co > Hg), while variable trends were found for Al, Fe and Mn. There were no significant differences between metal concentrations in organisms from stations with point sources and stations without point sources of contamination. Results evidenced that *P. subtilissima* can be indicated as an appropriate biomonitor for contaminants as Cu, Hg, Pb and Zn. The macrophyte *R. maritima* was particularly indicated for the monitoring of acute Hg contamination due to a dredging event. It exhibited a decreasing concentration trend of this metal after the period of dredging, in agreement with previous analyses carried out in sediments from the same area.

SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO	16
1.1 - Aplicações e limitações do uso de biomonitores fitobentônicos	16
1.2 - As lagoas costeiras	19
1.3 - Metais em corpos lagunares	21
1.3.1 - Metais-traço e sua incorporação por organismos fitobentônicos	25
2 - JUSTIFICATIVA E HIPÓTESE DE TRABALHO	28
3 – OBJETIVOS	30
3.1- Objetivo geral	30
3.2- Objetivos específicos	30
4 - ÁREA DE ESTUDO	32
4.1. Histórico da região	32
5 – METODOLOGIA	51
5.1 - Amostragem	51
5.2 - Análise de Mercúrio total (HgT)	54
5.3 - Análises de Al, Co, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn	55
5.4 - Tratamento de dados	56
6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
6.1 - Distribuição espacial das espécies fitobentônicas	58
6.2 - Distribuição espacial dos metais	63
6.3 - Comparação com outros trabalhos	80
6.4 - Comparação entre as variações temporais dos metais	84
6.5 - Comparações estatísticas entre os grupos	89
6.6- Organismos fitobentônicos como biomonitores	92
7- CONCLUSÕES	95
8- REFERÊNCIAS	97
APÊNDICES	112

FIGURAS

Figura 1: Diagrama conceitual do comportamento dos metais pesados no ambiente lagunar	23
Figura 2: Ciclo simplificado do mercúrio em ambientes lagunares.....	24
Figura 3: Avenida Eptácio Pessoa e vista da Lagoa Rodrigo de Freitas na década de 50.	34
Figura 4: Localização da área de estudo.....	36
Figura 5: Evolução das linhas de contorno da Lagoa Rodrigo de Freitas.	37
Figura 6: Pontos de monitoramento INEA/GEQUAM e condições predominantes de drenagem dos canais em função da operação das comportas.	39
Figura 7: Perfil de variação anual dos parâmetros com a profundidade na estação RF04: (A) Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); (B) Salinidade (ups); (C) Densidade (Kg/m^3) e (D) Oxigênio dissolvido (mg/L)	40
Figura 8: Mapa de distribuição dos valores de OD na Lagoa Rodrigo de Freitas.	41
Figura 9: Mapa de síntese ambiental LRF.....	42
Figura 10: Distribuição da vegetação e das galerias de esgoto e água pluvial da Lagoa Rodrigo de Freitas.	43
Figura 11: R. maritima com sua fauna e alga epífita associada em aumento de 5X.	44
Figura 12: Mapa de distribuição de macrófitas e macroalgas por estação de coleta na Lagoa Rodrigo de Freitas durante o ano de 2007.....	45
Figura 13: Distribuição de Cr e Fe nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas ...	46
Figura 14: Distribuição de Pb e Cu nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas ...	46
Figura 15: Distribuição de Zn e Mn nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas...	47
Figura 16: Distribuição do mercúrio em seis testemunhos localizados na Lagoa Rodrigo de Freitas	48
Figura 17: Distribuição espacial do mercúrio nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas de maio de 2006 a março de 2009.	49
Figura 18: Localização dos pontos de coleta de material biológico na lagoa Rodrigo de Freitas (legenda: A - pontos acessíveis somente a bordo de embarcação, B - pontos acessíveis pelas margens da lagoa).....	52
Figura 19: Analisador Bacharach – COLEMAN-50 D.	54
Figura 20: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) nas clorófitas filamentosas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).	65
Figura 21: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) nas clorófitas filamentosas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).	66
Figura 22: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) nas clorófitas filamentosas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).	67
Figura 23: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) nas clorófitas talófitas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).....	69
Figura 24: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) nas clorófitas talófitas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).....	70
Figura 25: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) nas clorófitas talófitas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).....	71
Figura 26: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) em <i>P. subtilissima</i> durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).....	73
Figura 27: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) em <i>P. subtilissima</i> durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).	74

Figura 28: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) em <i>P. subtilissima</i> durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).	75
Quadro XI: Mediana, média, máximos e mínimos das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para <i>R. maritima</i> durante as amostragens.....	76
Figura 29: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) em <i>R. maritima</i> durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).....	77
Figura 30: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) em <i>R. maritima</i> durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009).....	78
Gráficos 1 e 2: Concentração de Hg no fitobentos da Lagoa Rodrigo de Freitas de Fevereiro 2008 a Fevereiro de 2009.	88

QUADROS

Quadro I: Estações de coleta do fitobentos na Lagoa Rodrigo de Freitas	53
Quadro II: Precisão e exatidão das análises do material certificado BCR 279 (<i>Ulva lactuca</i>) ...	56
Quadro III: Limites de detecção dos metais	56
Quadro IV: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Fevereiro de 2008 (coleta 1) e percentual de distribuição na lagoa..	59
Quadro V: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Julho de 2008 (coleta 2) e percentual de distribuição na lagoa	59
Quadro VI: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Fevereiro de 2009 (coleta 3) e percentual de distribuição na lagoa..	61
Quadro VII: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Fevereiro e Julho de 2007 e percentual de distribuição na lagoa.	62
Quadro VIII: Mediana, média, máximo e mínimo das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para o grupo das clorófitas filamentosas durante as amostragens.....	63
Quadro IX: Mediana, média, máximo e mínimo das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para o grupo das clorófitas talófitas durante as amostragens.....	68
Quadro X: Mediana, média, máximo e mínimo das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para <i>P. subtilissima</i> durante as amostragens.....	72
Quadro XI: Mediana, média, máximos e mínimos das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para <i>R. maritima</i> durante as amostragens.....	76
Quadro XII: Comparação dos valores de concentração dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) com outros trabalhos no Brasil e no Mundo.....	83
Quadro XIII: Variação temporal das concentrações dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para as clorófitas filamentosas.....	84
Quadro XIV: Variação temporal das concentrações dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para <i>R. maritima</i>	85
Quadro XV: Variação temporal das concentrações dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para <i>P. subtilissima</i>	86
Quadro XVI: Medianas, médias, máximos e mínimos dos metais em ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações (A1, A6, A10, a11, B3 e B6) utilizados para comparação entre <i>R. maritima</i> e epífitas.....	89
Quadro XVII: Medianas, médias, máximos e mínimos dos metais em ($\mu\text{g.g}^{-1}$) utilizados para comparação entre <i>P. subtilissima</i> e clorófitas talófitas.....	90
Quadro XVIII: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas clorófitas filamentosas entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.....	91
Quadro XIX: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas clorófitas talófitas entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.....	91
Quadro XX: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas <i>P. subtilissima</i> entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação	92
Quadro XXI: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas <i>R. maritima</i> entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.....	92

APÊNDICES

Quadro 1: Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no grupo das clorófitas filamentosas da Lagoa Rodrigo de Freitas	113
Quadro 2 : Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no grupo das clorófitas talófitas da Lagoa Rodrigo de Freitas.	114
Quadro 3 : Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) na rodófito <i>P. subtilissima</i>	115
Quadro 4: Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) na macrófito aquática <i>R. maritima</i>	116
Quadro 5: Concentrações de Hg ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) das campanhas de Fevereiro e Julho de 2007 (Fonte: Araujo, 2008).....	117

1- INTRODUÇÃO

1.1 - Aplicações e limitações do uso de biomonitores fitobentônicos

Nas últimas décadas tem sido evidenciado um grande interesse pela utilização de diferentes organismos costeiros para a avaliação da qualidade ambiental. A utilização de organismos bioindicadores se baseia nas respostas dos organismos em relação a estímulos do meio onde vivem, sejam esses promovidos por fatores naturais ou pela ação antrópica. Nesse contexto, a definição de biomonitoramento mais aceita é o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antrópicas (Matthews et al., 1982).

Segundo Rainbow (1995) o termo “biomonitor de metais” é empregado para designar espécies que acumulam metais em seus tecidos, podendo, portanto, ser utilizadas como uma medida da biodisponibilidade dos metais no ambiente. Considerando-se que a acumulação de metais nos tecidos biológicos é um reflexo da biodisponibilidade deste no meio e do tempo durante o qual o organismo esteve exposto a estes metais (Rainbow, 1995; Silva et al., 2006), o uso de espécies biomonitoras pode permitir tanto a avaliação de eventos agudos quanto a avaliação de condições crônicas de contaminação (De Pauw; Vanhooren, 1983).

As macroalgas marinhas são consideradas importantes biomonitores da contaminação por metais em ambientes costeiros, pois são capazes de concentrar metais essenciais e não essenciais em níveis superiores aos encontrados na água, devido a sítios funcionais em sua

superfície e ligantes intracelulares, participando da dinâmica destes poluentes no ambiente costeiro (Turner et al., 2008; Coelho et al., 2009).

A utilização do biomonitoramento é um método vantajoso quando comparado a certas medidas físicas e químicas da água, já que a determinação dos parâmetros físico-químicos registra apenas o momento em que foram observados, funcionando como uma fotografia do ambiente, e requerem um grande número de análises para realização de um monitoramento temporal eficaz. Segundo Rainbow (1995) a medição de concentrações de metais dissolvidos na água, por exemplo, apresenta problemas analíticos, pois estas concentrações são geralmente baixas, portanto requerendo pré-concentração e ainda é bastante susceptível a contaminação durante a coleta e análise. Além disso, as concentrações de metais dissolvidas variam muito ao longo tempo, devido a fatores como o ciclo de marés e input de água doce, fazendo com que sejam requeridos longos períodos de monitoramento, assim como a concentração de metal dissolvida fornece uma avaliação da quantidade total de metal presente na água e não daquela parcela que é biodisponível, portanto não indicando a fração que está disponível para a absorção e acumulação por organismos marinhos, que é a fração de relevância ecotoxicológica (Rainbow, 1995). Além do mais, a medida destes parâmetros é limitada pela proximidade da área fonte, pois certas medidas químicas, quando efetuadas a grandes distâncias da área fonte não serão capazes de identificar perturbações sutis na biota causadas por poluentes (Pratt; Coler, 1976).

Por estas razões, organismos biomonitores têm sido amplamente utilizados para estabelecer variações geográficas e ou/ variações temporais da concentração biodisponível de metais no litoral e em águas estuarinas (Bryan et al., 1985; Phillips; Rainbow, 1993).

Segundo Johnson et al. (1993), um indicador biológico “ideal” deve ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível por não-especialistas, apresentar distribuição geográfica ampla, ser abundante ou de fácil coleta, ter baixa variabilidade genética e ecológica, preferencialmente possuir tamanho grande, apresentar baixa mobilidade e possibilitar seu uso em estudos em laboratório.

Entretanto, segundo Rainbow (1995) outros fatores devem ser considerados na escolha e utilização de organismos marinhos como biomonitores de contaminação por metais, salientando-se a necessidade de conhecimento da biologia das espécies selecionadas para biomonitoramento, incluindo o tipo de alimentação e características do ciclo de vida, bem como os padrões de acumulação do metal a ser monitorado e a abordagem comparativa com

diferentes potenciais biomonitorios, para cobrir amplas fontes de biodisponibilidade do metal na área avaliada.

Como freqüentemente preenchem todos os requisitos considerados necessários a um bom indicador biológico, as macroalgas e macrófitas aquáticas vêm sendo indicadas como bioindicadores muito proveitosos em monitoramentos de metais em regiões tropicais e subtropicais (Klumpp et al., 2002; Green-Ruiz et al., 2005; Melville; Pulkownik, 2006; Rodriguez-Figueroa et al., 2009), como já realizado em diversos locais da costa sudeste brasileira (Karez et al., 1994; Lacerda et al., 1992; Amado Filho et al., 1999, 2004, 2008).

Entretanto, como destacado por Villares et al. (2002), para evitar conclusões equivocadas, o uso de biomonitorios fitobentônicos requer cuidados quanto à aplicação das concentrações de metais determinadas no material biológico. Estas concentrações podem variar com a estação do ano, independentemente das concentrações no ambiente, como, por exemplo, quando ocorrer diluição das concentrações durante os períodos de máximo crescimento. Em adição, certos tipos de contaminantes, como os metais-traço, ocorrem naturalmente no ambiente, sendo importante a distinção entre a contaminação antrópica e níveis naturais para permitir uma avaliação exata do grau de contaminação de uma área. Desta forma, estes autores estimaram valores de background para as concentrações de Cr, Cu, Ni e Zn em algas do gênero *Ulva* diferenciados entre os períodos de verão e inverno, considerando os contrastes na taxa de crescimento das algas, na Galícia (Espanha).

Esta mesma limitação na aplicação dos dados de concentração de metais em tecidos de algas também foi considerada na discussão de Huerta-Diaz et al. (2007), quanto à estimativa da massa total de metais acumulada na biomassa algal no Golfo da Califórnia, já que os autores realizaram uma estimativa correspondente ao período da primavera, quando a diluição das concentrações pelo incremento de biomassa é esperada. Por outro lado, estes mesmos autores interpretaram que diferentes espécies de algas (*Ulva lactuca*, *Chondracanthus squarulosus*, *Sargassum sinicola* e *Gracilariopsis lemaneiformis*) foram biomonitorios “equivalentes” para refletir as concentrações de metais (como Co, Cu, Fe, Ni e Zn) dissolvidos nas águas do golfo, pois não apresentaram concentrações significativamente diferentes. Cautela também é necessária para este tipo de comparação, levando-se em conta que não apenas os padrões de concentração devem ser utilizados para a avaliação do uso de biomonitorios, como destacado acima.

1.2 - As lagoas costeiras

As lagoas costeiras são corpos d'água geralmente rasos e orientados paralelamente a linha de costa, formados como resultado da elevação do nível do mar durante o Holoceno/Pleistoceno e da construção das restingas arenosas ou cordões arenosos através dos processos marinhos (Patchineelam, 2000). Estes cordões arenosos podem isolá-las totalmente do oceano ou manter um contato permanente por uma ou mais entradas restritas (Kjerfve; Magil, 1989).

Lagoas costeiras ou lagunas são feições comuns ao longo das costas da maior parte dos continentes. Em termos globais, as lagoas costeiras separadas do mar por barreiras litorâneas correspondem a 13% dos ambientes costeiros do mundo, com uma área média de 78km², e um comprimento médio em torno de 10km, valores estes que incluem uma enorme faixa de variação. A área total do conjunto das lagoas costeiras do mundo atinge aproximadamente 332.000km² (Knoppers, 1994).

Segundo Kjerfve (1990) as lagoas costeiras são geomorfologicamente classificadas pelas características dos canais que as conectam com a costa oceânica: a) Lagunas sufocadas são caracterizadas por uma única ligação estreita com o mar, dissipando a força da maré dentro do canal de acesso, sendo sua dinâmica definida essencialmente pelos ventos, alto potencial de acumulação de sedimento, eutrofização e poluição, devido à limitada troca de água com o oceano e de eventuais impactos antrópicos.

b) Lagunas restritas tem normalmente dois ou mais canais de ligação, que permanecem conectados com o mar em tempo integral. Tais sistemas são desta maneira, mais submetidos à variação das marés do que as lagoas sufocadas.

c) Lagunas abertas são caracterizadas pela presença de numerosas aberturas que permitem a livre troca da água com o oceano e um menor tempo de residência da água em relação aos outros tipos de sistemas. Como resultado, nelas a salinidade é próxima da oceânica e relativamente constante.

De modo geral, as lagoas costeiras são consideradas ambientes extremamente dinâmicos, pois estão sujeitas a intensas mudanças em curto prazo no seu regime de ventos, precipitação, maré e fluxo fluvial, temperatura, salinidade, potencial redox, gradientes de turbidez vertical e horizontal, ressuspensão de material de fundo e pequenas alterações no regime de luz (Kjerfve, 1986). Particularmente, os ambientes lagunares restritos ou sufocados possuem pequena taxa de remoção de águas, com longo tempo de residência, Também podem

ser definidos como áreas de rápida acumulação de sedimentos de granulometria fina, ricas em materiais orgânicos de origem autóctona e alóctona, em razão da minimização de fontes de energia como marés, ondas e correntes (Martens, 1982 apud Machado, 1989).

Segundo Patchineelam (2000) estes ambientes são extremamente sensíveis, pois sofrem impactos diretos das atividades humanas desenvolvidas em seu entorno, como: construção de barragens e reservatórios de água na bacia de drenagem, que servirão de armadilha para os sedimentos necessários à formação da barreira/restinga; agricultura e urbanização dos solos, que aumentarão o grau de erosão e conseqüentemente a chegada de sedimentos a lagoa, que sofrerá assoreamento e diminuição da qualidade das águas em função do aumento da turbidez das águas e lançamento de esgotos sem tratamento.

As variações ambientais, naturais ou derivadas da ação antrópica podem causar diversos tipos de impactos as comunidades fitobentônicas das lagoas costeiras, como por exemplo, flutuações no número de taxas de um determinado local, ou até mesmo a eliminação dos menos adaptados causando uma redução na diversidade de espécies local. Em certas situações essa mudança se apresenta de forma mais amena, ocorrendo apenas um aumento ou redução da biomassa de uma ou mais espécies (Chapman, 1986).

As atividades antropogênicas podem introduzir uma vasta gama de poluentes nestes ambientes, destruindo o equilíbrio natural e expondo as populações humanas à riscos de saúde pela ingestão de organismos contaminados (Fernandes et al., 1991).

A produtividade primária nas lagoas costeiras é dominada pelo fitoplâncton, microalgas bentônicas, macroalgas, macrófitas aquáticas, e em casos específicos por tapetes algais, ou por uma combinação destas populações ou ainda por um processo de sucessão destas de acordo com variações ambientais. (Knoppers, 1994). Os responsáveis pela elevada produtividade desses ecossistemas são fatores ecológicos típicos, como elevada produção de detritos orgânicos, bem como os mecanismos de interação de matéria e energia (Amador, 1996).

Além da elevada produtividade, os bancos de gramas marinhas são de grande importância para centenas de espécies planctônicas, epibentônicas e detritívoras, atuando também na estabilização dos sedimentos e na ciclagem de nutrientes. (Jackson et al., 2001).

A disponibilidade de luz, nitrogênio e a salinidade são considerados os principais fatores que controlam a produtividade de macroalgas em ambientes estuarinos (McGlathery; Pedersen, 1999). Tais fatores variam consideravelmente nos ambientes naturais,

principalmente devido à atuação antrópica (McGlathery et al. 1996; 1997). A disponibilidade de nutrientes pode variar muito em um curto espaço de tempo (de horas a dias) e também em ciclos sazonais, ocorrendo o mesmo em relação a outros fatores limitantes para o crescimento, como a salinidade, que pode apresentar grande variação em períodos de extrema seca ou chuva excessiva (Ramus; Venable 1987).

A salinidade, enquanto elemento estrutural, afeta diversos aspectos do sistema lagunar, direta ou indiretamente. Sua distribuição possui grande influência sobre a biota, pois cada espécie tem seu nível máximo de tolerância e sua faixa ótima de salinidade. A salinidade afeta ainda a capacidade de dissolução do oxigênio na água, o pH e a composição iônica do sistema (Santangelo, 2005). Por estes motivos, as macroalgas encontradas neste tipo de ambiente apresentam mecanismos que contrabalançam a disponibilidade de recursos e os fatores limitantes para seu crescimento e produtividade. Sendo assim, a distribuição de algas oportunistas como as do gênero *Ulva* e *Cladophora*, comuns em zonas estuarinas (Poole; Raven 1997), assim como da Rodophyta *Polysiphonia subtilissima* Mont. podem ser afetadas pela variabilidade da salinidade causadas pela maior contribuição de água marinha ou doce, como observado em estudos desenvolvidos, tanto em laboratórios quanto em campo (Loureiro; Reis, 2008).

1.3 - Metais em corpos lagunares

Os metais são elementos amplamente distribuídos na crosta terrestre e, juntamente com outros elementos constituem a estrutura cristalina das rochas. Desde os tempos mais remotos há evidências da utilização dos metais pelos seres humanos na confecção de instrumentos e ferramentas, o que lhes confere grande importância para o desenvolvimento humano. Por isso, são tidos como essenciais para sobrevivência humana, pois além de servirem de matéria prima para manufatura de diversos produtos, também são requeridos na dieta alimentar (Kjellstrom, 1984).

Alguns metais como Co, Fe, Mn, Mo, Ni e V são essenciais em funções fisiológicas e bioquímicas, porém em altas concentrações passam a apresentar certa toxicidade aos organismos. Outros metais como Hg, Ag, Cd e Pb são comprovadamente tóxicos para o homem a níveis de exposição que podem ocorrer naturalmente no ambiente (Malm, 1986).

As atividades humanas são grandes fontes de liberação de metais para o ambiente. Dentre atividades potencialmente liberadoras temos: a mineração, fundição e refino dos metais, produção e fabricação de produtos metálicos comerciais, queima de combustíveis fósseis, uso de pigmentos, lixiviação de lixo e de depósitos de resíduos sólidos. Além disso, os metais podem alcançar diretamente os corpos d'água costeiros, através do lançamento de derivados de processos industriais, de esgoto urbano, ou associados a atividades portuárias e de navegação, destruindo o equilíbrio natural e expondo populações humanas a riscos de saúde, pela ingestão de organismos contaminados (Fernandes, 1991). A remediação da poluição destes ambientes se torna difícil devido à alta persistência e baixa degradabilidade dos metais no ambiente (Yuan, 2004).

As principais formas de entrada de metais pesados nas lagoas costeiras são a descarga fluvial, descarga direta de efluentes industriais e domésticos, a entrada pela atmosfera e atividades *in situ* que produzem efluentes contendo metais (Fernandez, 1994; Lacerda et al., 1992;).

Os metais que chegam aos ambientes lagunares apresentam diferentes formas, como íons livres, colóides ou complexos orgânicos dissolvidos ou associados a partículas, por adsorção superficial, coprecipitação em óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, ou ainda incorporados ao material particulado orgânico ou ligado ao revestimento superficial da matéria orgânica. E uma vez dentro dos sistemas lagunares, a mistura da água doce com a do mar dá origem a diversos processos físicos e químicos, como: adsorção, desorção, difusão e remobilização, associados a parâmetros como potencial redox (Eh), pH, salinidade e concentração de complexos orgânicos e inorgânicos que passam a atuar sobre as fases dissolvida e particulada dos metais (Salomons et al., 1988), afetando assim a biodisponibilidade dos metais.

O diagrama conceitual (Figura 1) descreve os principais processos envolvendo metais pesados em lagoas costeiras do tipo sufocado. Este diagrama baseia-se em grande parte em revisões propostas por Salomons et al. (1988) e Fernandez (1994), sobre o comportamento de metais pesados em ambientes estuarinos e costeiros e de Lacerda (1994) sobre biogeoquímica de metais pesados em lagoas costeiras. Os principais aspectos físicos e os processos a eles associados em lagoas sufocadas são baseados nos trabalhos de Kjerfve (1990) e Kjerfve; Knoppers (1991).

O comportamento mercúrio possui peculiaridades que merecem ser destacadas. Este metal é reconhecido como um severo poluente ambiental, não só devido à sua alta toxicidade

(mesmo em baixas concentrações), mas também devido à sua capacidade de entrar em sistemas biológicos (Porto et al., 2005). A nível mundial a principal fonte de mercúrio em sistemas costeiros é a deposição atmosférica, tanto de partículas de origem natural quanto antrópicas, entretanto as descargas provenientes da indústria, as atividades de mineração e escoamentos superficial podem influenciar no aumento das cargas que chegam a estes sistemas (Azizian et al., 2003).

O ciclo biogeoquímico do mercúrio está apresentado de forma simplificada Figura 2, em relação a um sistema lagunar. Dentre as rotas que este composto pode seguir no ambiente, destaca-se sua liberação do sedimento para a água superficial e da água para atmosfera, na qual pode sofrer transporte de longa distância antes de nova deposição na água ou no solo (Bisinoti; Jardim, 2004).

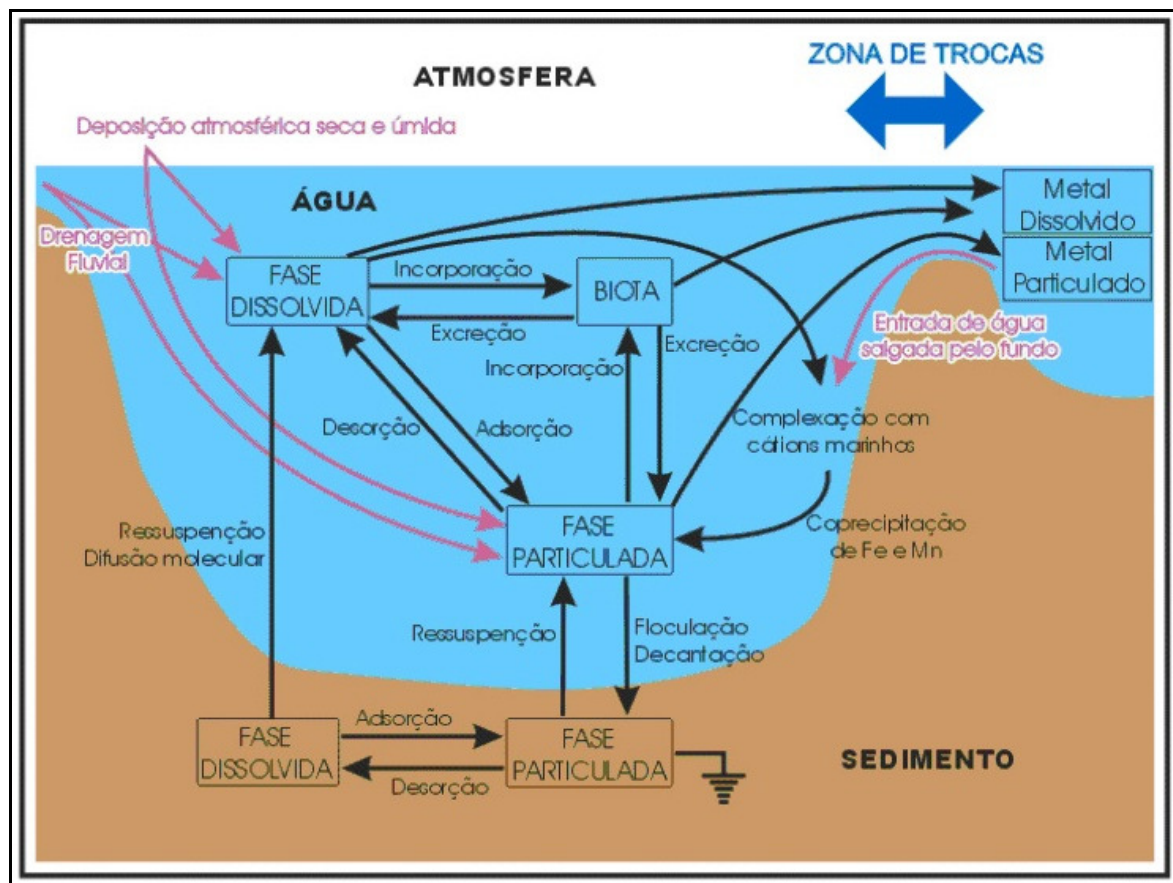


Figura 1: Diagrama conceitual do comportamento dos metais pesados no ambiente lagunar (modificado de Fernandez, 1994).

Quando em contato com o material particulado em suspensão ou o sedimento de fundo, pode ocorrer a sorção do mercúrio encontrado na fase dissolvida, seguida de processos de metilação/desmetilação. O mercúrio inorgânico pode ser metilado em condições aeróbicas e anaeróbicas por dois mecanismos distintos: o biológico, mediado por microorganismos e fungos, principalmente pela reação com a metilcobalamina, e o químico, ou abiótico, que pode ocorrer por três caminhos principais: (a) a reação de transmetilação; (b) por meio da radiação ultravioleta na presença de compostos orgânicos doadores do grupo metil e (c) por reação com os ácidos fúlvicos e húmicos (Stein et al., 1996). O ciclo do Hg no ambiente é completado pelas rotas de precipitação, bioconversão em formas voláteis ou solúveis, reinteração deste na atmosfera ou bioacumulação na cadeia alimentar aquática ou terrestre (Bisinoti; Jardim, 2004).

A distribuição do mercúrio nos sedimentos está relacionada com o conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo, potencial redox e enxofre, dentre outros. O pH ácido favorece a absorção do mercúrio pelo húmus. No entanto, em pH básico o mercúrio tem maior afinidade pela fração mineral, desfavorecendo a formação do metil-Hg (Pak; Bartha, 1998).

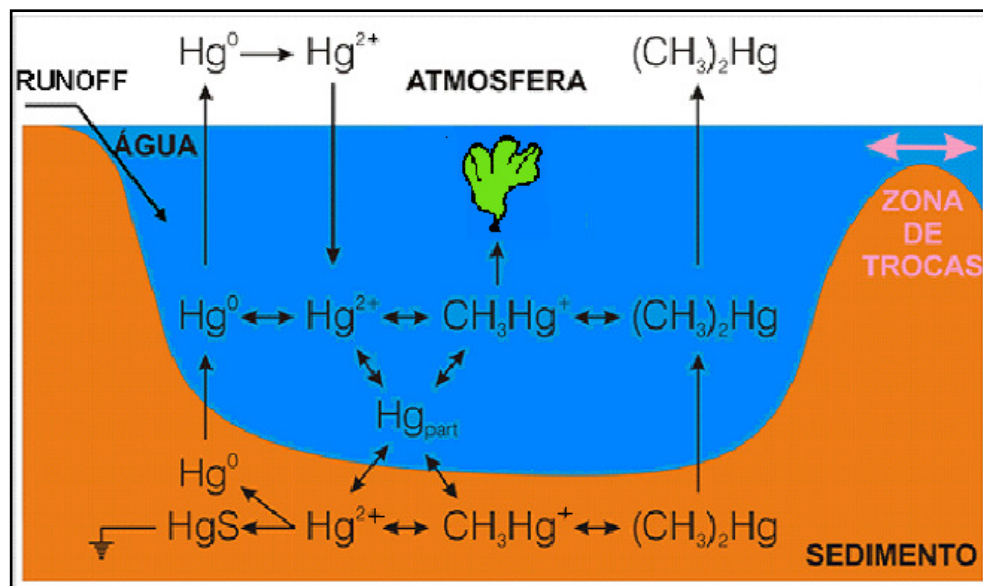


Figura 2: Ciclo simplificado do mercúrio em ambientes lagunares.

Quando o mercúrio entra no ecossistema terrestre, parte deste pode ser volatilizado retornando à atmosfera e parte pode ser rapidamente complexado com material orgânico, especialmente ácidos húmico e fúlvico. No entanto, a quantidade de mercúrio acumulada no solo dependerá da história de deposição, da idade e das características deste (Bisinoti; Jardim; 2004).

Com as chuvas, o mercúrio pode ser carregado dos solos (erosão) para o sistema fluvial, onde uma série de fatores poderá influir sobre a dinâmica do mercúrio neste sistema. O equilíbrio entre as formas inorgânicas (Hg^0 , Hg^{2+}), o intercâmbio de Hg^0 com a atmosfera, a adsorção em partículas e sedimentação, a precipitação como HgS , a fotooxidação-redução e a complexação com material orgânico são alguns dos processos físico-químicos que podem influir na dinâmica do mercúrio em águas naturais (Roulet; Lucotte, 1995). Desta maneira, entender a distribuição de mercúrio em solos e sedimentos é de extrema importância, pois estes podem funcionar como fonte ou sumidouro de mercúrio. Na atmosfera o mercúrio pode se apresentar em três formas: mercúrio metálico, mercúrio inorgânico e as formas orgânicas metil e dimetil mercúrio, principalmente. No entanto, quando o mercúrio metálico entra em contato com a atmosfera pode ser oxidado pelo ozônio (ou outros oxidantes atmosféricos) para Hg^{2+} . O mercúrio oxidado pode complexar com outros íons presentes, como o cloreto, e formar HgCl_2 , que depositará na água e no solo, podendo formar metil-Hg ou se volatilizar e retornar para a atmosfera, na forma de mercúrio metálico, metil-Hg ou dimetil-Hg.

Outro metal de elevado potencial tóxico que apresenta um ciclo atmosférico importante é o chumbo. A partir da revolução industrial no século XVIII que a utilização do metal atinge grande escala e as concentrações de chumbo atmosférico passam a crescer paulatinamente (Palolielo, 1996; Moreira; Moreira, 2004). Entretanto, após a proibição parcial ou total da adição do chumbo tetraetil na gasolina de alguns países, a concentração do chumbo particulado no ar das zonas urbanas diminuiu, mas não determinou o desaparecimento do problema da poluição por esse metal (Cochran et al, 1998).

1.3.1 - Metais-traço e sua incorporação por organismos fitobentônicos

A concentração e a variabilidade das espécies de metais dissolvidas na coluna d'água de uma lagoa costeira estão diretamente relacionadas a variações em parâmetros físicos e químicos do sistema, ao estado trófico desse sistema e ao tempo de renovação de suas águas (Lacerda, 1990; Lacerda et al., 1992). Os modelos químicos mais adequados que consideram o papel de especiação aquosa sobre a biodisponibilidade do metal, incluem o modelo de atividade livre de íons e modelo do ligante biótico, parecem não serem aplicados a macroalgas marinhas, pois a acumulação de íons metálicos na superfície de alga é inibida na presença de ligantes orgânicos e inorgânicos, fazendo com que a absorção de metais por algas marinhas

seja dependente da salinidade e da presença de polieletrólitos heterogêneos, como ácidos húmicos e fúlvicos (Turner et al., 2008).

Os metais incorporados pelo fitobentos, principalmente quando estes se encontram em forma iônica na coluna d' água, podem refletir a concentração dissolvida na água. Em situações específicas as macrófitas aquáticas, podem também refletir a variabilidade das concentrações de metais no sedimento quando estes estão presentes na fração dissolvida (água intersticial). As plantas também podem induzir alterações na composição química do sedimento e da água intersticial, afetando a absorção de substâncias tóxicas e a sua partição de equilíbrio, e conseqüentemente a sua biodisponibilidade (Marin-Guirao et al., 2005)

O estudo de Lacerda et al. (1992) com as algas *Chara sp.*, *Ulva fasciata* Delile e *Cladophora sp.* e as macrófitas *Ruppia maritima* L., *Typha dominguensis* Pers., *Sesuvium portulacastrum* L. e *Blutaparon portulacoides* Mears., é um claro exemplo da utilização de algas e macrófitas como mecanismos de determinação da bioavaliabilidade de metais pesados em sedimentos para os organismos bentônicos, mostrando que num sistema lagunar onde ocorre condições mais redutoras também ocorre menor biodisponibilidade. Já o de Gosavi et al. (2004) com as algas bentônicas como *Ulva sp.*, *Enteromorpha sp.*, *Cladophora sp.* e *Chaetomorpha sp.*, exemplifica bem a eficácia da utilização de organismos para medir a concentração biodisponível de metais traço dissolvidas na coluna d' água em campos de aquicultura na Baía de Moreton na Austrália.

Porém, deve-se considerar que as cinéticas de incorporação e de depuração de metais diferem consideravelmente de espécie para espécie e em função das condições ambientais, como visto em Warnau et al. (1996) e Turner et al. (2008). Portanto, as interações conjuntas dos diversos fatores intrínsecos dos organismos e variações ambientais são responsáveis pelas diferenças encontradas nas concentrações de metais assimiladas por diferentes grupos de organismos (Kennish, 2000).

As células vivas e mortas ou produtos excretados por algas, leveduras e microorganismos, podem atuar na remoção de metais em solução através de mecanismos como a adsorção, precipitação e processos metabólicos (Villares et al., 2002; Fernandez, 1994). Esses processos possibilitam a utilização destes organismos como alternativa para redução de metais pesados presentes na água e em efluentes industriais (Travieso et al., 2002).

Embora já tenha sido evidenciado que a maior parte da captação de metais como Cd e Pb da água por folhas de gramas marinhas e algas epífitas sejam dependentes da área

superficial (Ward, 1989), as diferenças na cinética de assimilação em termos absolutos entre diferentes partes da planta podem ser evidenciadas. Schlacher-Hoenlinger; Schlacher (1998) relatam que as folhas da grama marinha *Posidonia oceanica*, são capazes de incorporar mais facilmente Cd do ambiente do que suas algas epífitas, entretanto o mesmo não ocorre nas partes subterrâneas da grama marinha, pois o Cd em seu rizoma é assimilado muito mais lentamente. Os resultados do mesmo estudo indicam ainda as folhas como acumuladores de maior flexibilidade, pois reagem mais facilmente e rapidamente a mudanças no ambiente e os metais- traços nas folhas são constantemente reciclados. Em contraste, para alcançar integração dos níveis de metais-traço em períodos mais longos, são indicadas as partes perenes das macrófitas.

As macrófitas aquáticas podem desempenhar um importante papel na remobilização de metais nos sedimentos lagunares, através da acumulação seletiva e liberação destes de acordo com suas necessidades fisiológicas e ou por mudanças no sedimento e condições físico-químicas da água. Como exemplo, temos o trabalho de Lacerda; Rezende (1986), com a macrófita aquática *Halodule wrightii* que relata o aumento da concentração de Cu e Zn, assim como de partículas finas e matéria orgânica em sedimentos lagunares sob bancos da macrófita. Ainda assim, a assimilação de metais, por macrófitas lagunares depende especificamente do metal envolvido. Metais como o Zn e o Mn, são utilizados no metabolismo enzimático e na fotossíntese, sendo preferencialmente acumulados nas folhas e, depois sendo facilmente liberados ou remineralizados após o período de senescência. Outros metais como o Pb e Cu, entretanto, são preferencialmente acumulados nas raízes e rizomas, sendo eventualmente acumulados no sedimento.

Alguns metais, como Cu, Zn, Mn e Fe, são essenciais para o crescimento de vegetais, enquanto outros, como Au, Ag, Cd, Pb, Hg e Al são inibidores fotossintéticos (Villares et al., 2002; Vasconcelos; Leal, 2001). Outros metais como Fe e Mn, são requeridos em quantidades relativamente grandes, mas como são relativamente insolúveis em ambientes aquáticos devido à formação de óxidos hidratados, não apresentam toxicidade conhecida para plantas aquáticas (Morel, 1986 apud Fernandez, 1994).

2 - JUSTIFICATIVA E HIPÓTESE DE TRABALHO

A Lagoa Rodrigo de Freitas está localizada na cidade do Rio de Janeiro, um dos maiores centros urbanos do Brasil e sofre um grande impacto ambiental gerado pela urbanização junto ao seu entorno. A crescente ocupação das margens da lagoa para dar lugar às novas construções para ocupação humana resultou na diminuição de cerca de 1/3 de seu espelho d'água e perda de parte de sua fauna e vegetação original. Além disso, o adensamento populacional fez com que o despejo de esgoto e lixo se tornasse comum, afetando a qualidade dos sedimentos e águas que chegam à lagoa, que apresentaram os níveis de Hg mais elevados entre as 11 lagoas costeiras estudadas por Lacerda; Gonçalves (2001).

Como frequentemente observado em diversas outras regiões costeiras, a existência de altas concentrações de metais-traço nos sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas já foi comprovada por trabalhos anteriores, como os de Lacerda; Rezende (1986), Baptista-Neto et al. (2003) e Loureiro et al. (2009). Embora Loureiro et al. (2009) tenham caracterizado o fracionamento geoquímico de metais em testemunhos sedimentares da lagoa e demonstrado que Cu, Pb e Zn apresentam uma substancial fração potencialmente biodisponível (28% a 44%, em relação ao período após a urbanização do entorno), pouco se sabe ainda sobre a biodisponibilidade desses metais neste sistema costeiro e não se tem informação sobre a atuação de forçantes ambientais (físicas e físico-químicas) sobre a dinâmica de assimilação destas substâncias pelos organismos locais.

Alguns estudos utilizando espécies bioindicadoras já foram desenvolvidos na Lagoa Rodrigo de Freitas, como de Rezende et al. (1991), com a macrófita aquática *Ruppia maritima*

L., que demonstrou que apesar das baixas concentrações de metais como Zn e Mn encontradas nos sedimentos superficiais, a macrófita apresenta concentrações dos metais duas ordens de grandeza mais elevadas em seus tecidos. Já o trabalho desenvolvido por Araujo (2008), com a macrófita aquática *Ruppia maritima* L. e as macroalgas *Polysiphonia subtilissima* Mont., *Chaetomorpha brachygona* H., *Cladophora vagabunda* (Linnaeus) van de Hoek, *Rhizoclonium riparium* (Roth) Kütz. ex. Harv., *Ulva clathrata* (Roth) Grev. e *Ulva flexuosa* (Wulfen) J. Agardh subsp. *flexuosa*, mostrou que em determinados pontos da lagoa as galerias de água pluvial e esgoto são potenciais fontes de Hg, influenciando as concentrações encontradas nos organismos.

Devido à escassez de informações sobre os padrões de acumulação de metais e a necessidade de uma abordagem comparativa com vários biomonitores, para cobrir as possíveis fontes de metais na Lagoa Rodrigo de Freitas, justifica-se a avaliação da aplicação de macroalgas e da macrófita aquática *R. maritima* para futuros monitoramentos de metais de interesse ambiental, em concordância com critérios destacados por Rainbow (1995).

O presente estudo considerou a hipótese de que ocorrem variações espaciais e temporais nas concentrações de metais-traço em diferentes espécies fitobentônicas que podem refletir a qualidade da água e dos sedimentos, em função da proximidade das possíveis fontes de contaminantes (galerias de água pluvial, esgoto doméstico e atividades de dragagem dos sedimentos de fundo).

3 – OBJETIVOS

3.1- Objetivo geral

Este estudo tem como objetivo geral contribuir para o conhecimento sobre o potencial uso de organismos fitobentônicos (macroalgas e a macrófita submersa *R. maritima*) para o monitoramento de metais de interesse ambiental (Al, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn) na Lagoa Rodrigo de Freitas, possivelmente derivados do aporte de esgoto doméstico, do aporte de águas pluviais e da remobilização dos sedimentos pela dragagem periódica dos sedimentos de fundo.

3.2- Objetivos específicos

- 1) Caracterizar as variações espaciais e temporais das concentrações de Al, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn nas espécies (ou grupos de espécies) de macroalgas distribuídas nas margens da lagoa para a comparação do uso de organismos que possam refletir a qualidade das águas;
- 2) Caracterizar as variações espaciais e temporais das concentrações de Al, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn na macrófita enraizada *R. maritima* e em suas algas epífitas associadas para a comparação do uso de uma espécie de planta enraizada (com exposição tanto à coluna d'água quanto ao sedimento) com o uso de algas expostas somente à coluna d'água;

- 3) Relacionar a variação espacial e temporal das concentrações de metais às possíveis fontes de contaminação antrópica para a área da lagoa (esgotos e águas pluviais e a dragagem);
- 4) Avaliar quais componentes do fitobentos da lagoa são mais apropriados como biomonitores, considerando a concentração no tecido.

4 - ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa Rodrigo de Freitas (Figuras 3 e 4) está situada na Zona Sul da cidade do Rio de Janeiro entre as latitudes 22° 57' 02" S e 22° 58' 09" S e longitudes 43° 11' 09" W e 43° 13' 03" W. A bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas apresenta uma área de cerca de 24 km² e é formada basicamente pelos rios dos Macacos e Cabeça, que desembocam na rua Gal. Garzon, e pelo rio Rainha, que deságua no canal da av. Visconde de Albuquerque. A bacia hidrográfica da Lagoa abrange os Bairros de Ipanema, Lagoa, Humaitá, Jardim Botânico e Gávea e drena as águas da vertente sudeste da serra da Carioca, no Maciço da Tijuca.

O clima da região é tropical com temperatura média em torno de 35°C no verão e de 18°C no inverno. A pluviosidade média anual gira em torno de 1.800 a 2.000 mm anuais (Ambiental, 2002), sendo que no período de setembro a maio as precipitações mensais ultrapassam os 140 mm enquanto que no período seco, que vai de junho a agosto, a precipitação média mensal é de 115 mm (Fundação Rio-Águas, 1999).

4.1. Histórico da região

Inicialmente habitada pelos índios tamoios a lagoa era conhecida pelos nomes de Capôpenypau (lagoa de raízes chatas em Tupi-Guarani) e Sacopenapã (em Tupi-guarani caminho dos socós).

No Século XVI existiam algumas fazendas e engenhos localizados no Jardim da Gávea, que englobava os atuais bairros da Gávea, Jardim Botânico e Lagoa, essa área apresentava terras de boa qualidade para o plantio da cana-de-açúcar, atividade esta que muito interessou aos colonizadores no início da vida carioca (Histórias do Rio de Janeiro, 2007).

Na regência do segundo o Governador Geral do Rio de Janeiro, Salvador Correa de Sá, a margem da laguna conhecida como a Sesmaria de Sobejos foi doada a Diogo Soares, onde este pouco tempo depois, construiu um engenho para a produção de açúcar, com o nome de Nossa Senhora da Conceição da Lagoa. Com o passar do tempo outros engenhos foram aparecendo como: o engenho de Francisco de Caldas, o de Francisco Gomes e o Engenho de El-Rei. Este último, instalado pelo Governador Antonio Salema, logo após a expulsão dos Corsários Franceses da Baía de Guanabara em 1575 (Valladares, 1987; Histórias do Rio de Janeiro, 2007).

A partir da Segunda metade do século XVIII, a lagoa passou a pertencer ao latifúndio da família de Rodrigo de Freitas e então a se chamar Lagoa Rodrigo de Freitas, não por uma homenagem, mas sim, por uma designação de propriedade (Da Paz, 2005).

No início do Século XIX, D. João VI ao se transferir para o Brasil, em 1808, chegando ao Rio de Janeiro, teve como primeira providência a construção de uma fábrica de pólvora para que seu exército e marinha pudessem proteger a cidade de possíveis invasões francesas. O local escolhido para a construção da fábrica foi em terras que circundavam a lagoa, já então denominada Lagoa Rodrigo de Freitas. Para que esta construção pudesse ser realizada D. João VI indenizou a família Rodrigo de Freitas e nesse mesmo ano a fábrica foi construída. Em 1826 a fábrica de pólvora construída por D. João VI explodiu e foi então transferida para a Raiz da Serra no caminho que D. Pedro II fazia para chegar a Petrópolis, que passou a chamar-se Fábrica da Estrela (Valladares, 1987).

No século do descobrimento, a Lagoa se comunicava com o mar através de um amplo canal, com aproximadamente 200m de largura. Então, esse canal passou por contínuos estreitamentos, até que na época de D. João VI, a Lagoa aparece com sua comunicação com o mar interrompida (Da Paz, 2005).

A partir da metade do Século XIX, a produção de cana-de-açúcar começa a entrar em crise fazendo com que alguns dos engenhos situados nas regiões rurais passem a ser retalhados em chácaras. Já no final do Século, a Freguesia da Gávea passou a ser ocupada por fábricas têxteis, aumentando rapidamente sua população. O relatório do Barão de Teffé já

evidencia a necessidade da realização de obras de engenharia para resolverem os problemas de assoreamento, mau cheiro e poluição da Lagoa (Barão de Teffé, 1880).

Na 1ª década do Século XX no programa de reforma urbana implementada pelo então Prefeito Pereira Passos foi realizado o saneamento da Lagoa Rodrigo de Freitas. Em 1919, o Prefeito Paulo de Frontin no intuito de resolver o problema de saneamento da lagoa optou pela resalinação da mesma, mas foi na administração de Carlos Sampaio que essa área começou a ser efetivamente urbanizada, passando a integrar mais uma nova e extensa "área nobre" à cidade. Em 1920, apesar dos aterros, a área da Lagoa ainda chegava às ruas Humaitá e Marquês de São Vicente. Em 1922 a orla da lagoa foi circundada por uma bela avenida, a Av. Epitácio Pessoa, que foi utilizada para construções de casas para a elite carioca (Histórias do Rio de Janeiro, 2007).

Na década de 50 foram fechadas as fábricas têxteis: Carioca e Corcovado e suas áreas foram urbanizadas, encerrando-se assim a fase industrial do Bairro. Paralelamente foram também retiradas da região as favelas onde habitavam os mais pobres (Histórias do Rio de Janeiro, 2007).

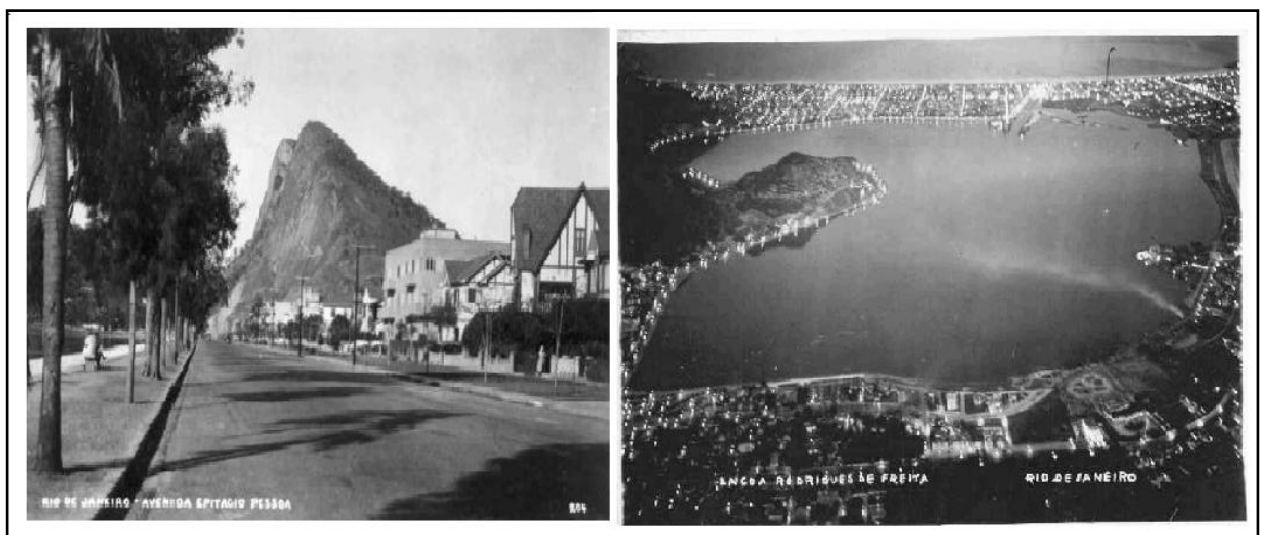


Figura 3: Avenida Epitácio Pessoa e vista da Lagoa Rodrigo de Freitas na década de 50.

No início da década de 70 ocorreu de forma mais agressiva as especulações imobiliárias no bairro que é atingido pelas construtoras que passaram a aterrar, mesmo sem autorização da Prefeitura, a Lagoa Rodrigo de Freitas para a construção de edifícios residenciais. Com isso, a Lagoa que já vinha sofrendo aterros desde 1808 perdeu quase a

metade de sua área original. Vários foram os protestos por parte de moradores e arquitetos como Oscar Niemeyer e Lucio Costa para que a Lagoa Rodrigo de Freitas e sua orla fossem tombadas pelo patrimônio histórico. O que só veio ocorrer em 1975, durante a administração do Prefeito Marcos Tamoyo, que também aprovou um decreto para alinhamento de suas margens. Foi proibida qualquer alteração na linha do espelho d'água restringindo assim as construções na área em torno da mesma. A área da margem seria utilizada para a construção de área de lazer para a população. Nesse mesmo ano foi criado o Parque da Catacumba (Histórias do Rio de Janeiro, 2007).

Na década de 1980, as atenções foram voltadas para a despoluição da Lagoa Rodrigo de Freitas, vários projetos foram apresentados e alguns com a ajuda da iniciativa privada e do capital internacional foram colocados em prática. Porém, só na década de 1990, é que os cariocas puderam apreciar o espelho d'água menos poluído (Histórias do Rio de Janeiro, 2007).

A Lagoa Rodrigo de Freitas inclui-se na categoria de lagoa sufocada (Kjerfve & Magil, 1989), pois apresenta uma única via de comunicação com o mar, o canal do Jardim de Alah, que possui cerca de 800m de comprimento e 10 a 18 metros de largura. A ineficiente troca de águas com o mar, devido ao intenso assoreamento do canal faz com que a lagoa apresente um maior tempo de residência de suas águas, o que gera um acúmulo de materiais em suspensão e matéria orgânica que aí aportam.

Segundo Amador (op. cit.), as lagunas costeiras, como a Lagoa Rodrigo de Freitas, tiveram sua origem no afogamento de antigas bacias fluviais durante movimentos regressivo-transgressivos do mar, que ocorreram nos últimos 6.000 anos. Ainda, segundo o mesmo autor, a lagoa Rodrigo de Freitas, assim como as lagunas de Botafogo, Copacabana e Flamengo hoje extintas, estão relacionadas ao máximo transgressivo Holocênico e tiveram seu fechamento ocasionado pelo desenvolvimento dos cordões arenosos regressivos.

Devido ao processo de urbanização do seu entorno as características da lagoa foram amplamente modificadas. Tendo seu espelho d'água reduzido em 1/3 devido a sucessivos aterros de suas margens resultando na descaracterização do seu entorno com a perda da vegetação original e de grande parte da fauna (Figura 4).

A lagoa também teve sua rede de drenagem original modificada. O processo de retificação dos rios e canais alterou a área de contribuição da bacia ocasionando uma diminuição da quantidade de sedimentos que chegava à Lagoa. A crescente ocupação das

margens da lagoa para dar lugar às novas construções para ocupação humana, fez com que o despejo de esgoto e lixo se tornasse comum e a qualidade dos sedimentos e águas que chegavam à Lagoa também fosse alterada (Ambiental, 2002).



Figura 4: Localização da área de estudo.

Atualmente, a Lagoa Rodrigo de Freitas possui um espelho d'água de 2,2 km², profundidade média de 2,8 m e 7,8 km de perímetro, com volume de água de aproximadamente 6.200.000 m³ (Ambiental, 2002).

A qualidade química e física da água da Lagoa é resultado das trocas que se estabelecem com o mar através do Canal do Jardim de Alah, somada às contribuições de águas fluviais e pluviais. A salinidade das águas da lagoa varia de 13 a 23 (Loureiro, 2007) e resulta da mistura entre águas doce e salgada. A camada de água junto ao fundo é total ou parcialmente estagnada. Esta estagnação se deve a aspectos geológicos, que também explicam a origem da própria lagoa, que é resultante de um processo de barragens devidas à justaposição de sucessivas restingas (Ambiental, 2002).

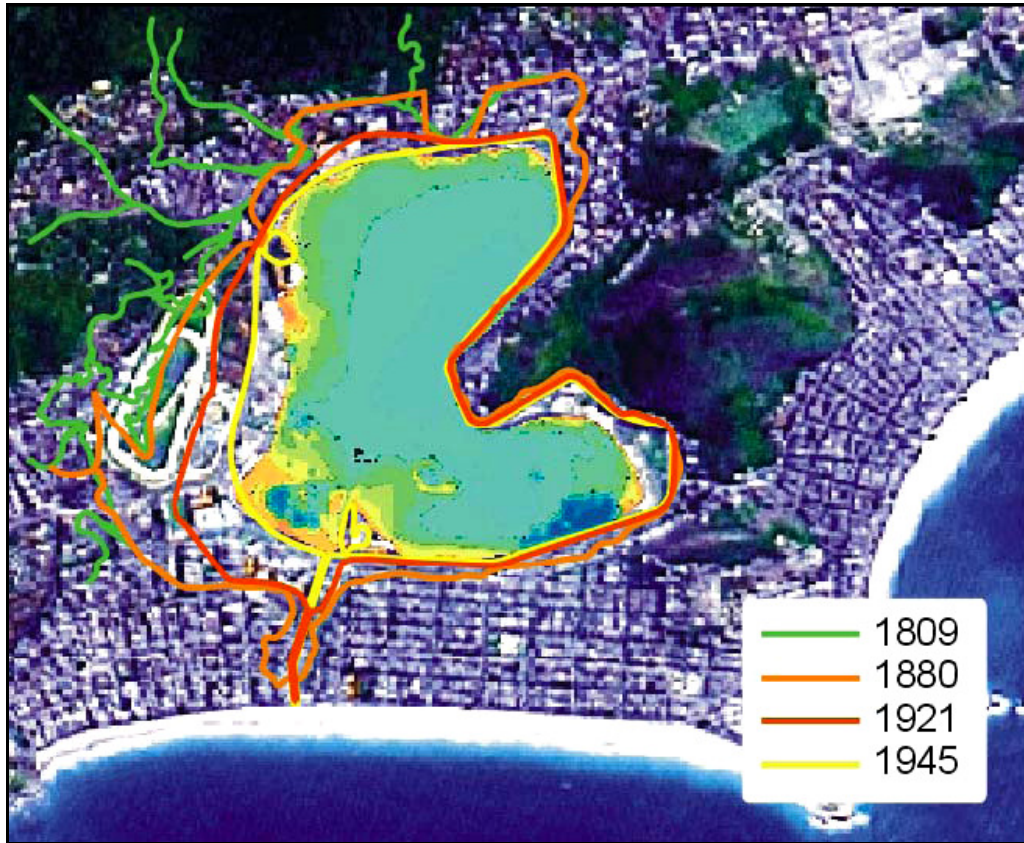


Figura 5: Evolução das linhas de contorno da Lagoa Rodrigo de Freitas. (fonte: Loureiro, 2006).

A mortandade de peixes que ocorre na Lagoa Rodrigo de Freitas é outro fator importante que reflete a qualidade ambiental deste ambiente. A teoria mais aceita, para explicação dessa mortandade é a proposta inicialmente por Andrade (1973 apud Loureiro, 2006) que postula que tal evento ocorre devido à presença de ventos fortes, gerando ondas, causando uma circulação significativa promovendo a remobilização do sedimento de fundo, e posteriormente a oxidação da matéria orgânica na coluna d'água, reduzindo os níveis de concentração de oxigênio dissolvido, matando os peixes por asfixia.

Outro fator que influencia na mortandade de peixes é a lama que se acumula no fundo da lagoa, constituída de material orgânico. A degradação deste material orgânico em condições de anoxia, por bactérias sulfatoredutoras gera o gás sulfídrico (H_2S), presente nos sedimentos lamosos. Esse gás ao escapar para coluna d'água provoca a desoxigenação das águas superficiais, dificultando a respiração dos peixes e provocando sua morte.

Os dados obtidos por Santa Rosa (2003) sobre o comportamento dos nutrientes na lagoa, mostram que de maneira geral são encontradas maiores concentrações de fosfato no

inverno do que no verão, sendo verificado um comportamento intermediário durante a passagem de frentes frias. No mesmo trabalho verificou-se a ocorrência de grande variação na relação N:P no período de 2002- 2003. Os menores valores observados foram entre 4 e 8 durante a passagem da frente fria. No entanto, no inverno a relação ficou entre 9 e 14, e no verão atingiu valores entre 20 e 60.

Alguns trabalhos referentes à qualidade ambiental da água têm sido realizados na Lagoa Rodrigo de Freitas, como por exemplo, o monitoramento sistemático quinzenal efetuado pela INEA (Instituto Estadual do Ambiente), através da GEQUAM (Gerência de Qualidade Ambiental), onde são coletadas para determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos (fitoplâncton quali/quantitativo e colimetria) amostras em quatro estações; e anualmente a coleta de sedimentos (figura 6). Além disso, são efetuadas semanalmente, medições ao longo da coluna d'água, por meio de perfis verticais de oxigênio dissolvido, salinidade e temperatura, para a observação das condições de mistura das águas e da transparência de Secchi.

As médias anuais dos parâmetros temperatura, salinidade, densidade e oxigênio dissolvido, dos anos 2005 a 2008 (Figura 7) de uma das estações de amostragem do INEA, retirados de Marques (2009), mostram que nos anos de 2005 e 2006 são encontradas maiores variações de salinidade e também os maiores gradientes de densidade dentro o período avaliado. Já no ano de 2007 são observados os maiores valores de salinidade na porção superior da coluna d'água (até 3m), porém este ano não apresentou os maiores gradientes de densidade, uma vez que no fundo as salinidades não foram tão altas quanto em 2005 e 2006, o que fez com que a coluna d'água, como um todo, ficasse mais homogênea. Entretanto, em 2008 é observada uma acentuada redução dos valores de salinidade em superfície, passando estes de 13,5 a 8,2, com suas respectivas variações nos anos de 2007 a 2008 de 8,7 a 17,6 e 6,4 a 9,1ups.

Segundo Marques (2009) a partir do conjunto dos dados sobre a estratificação e salinidade, é possível inferir que o grau de estratificação da Lagoa Rodrigo de Freitas esteja diretamente ligado ao balanço entre intensidade das chuvas (maior aporte de água doce) e da penetração de água do mar (entradas de frentes frias). Sendo os períodos secos (entre maio e agosto) os de maior estratificação para todos os anos, devido a menor ocorrência de chuvas, diminuindo a diluição dos sais, situação oposta aos meses mais chuvosos (entre dezembro e fevereiro), quando chuvas intensas ocorrem no Rio de Janeiro.

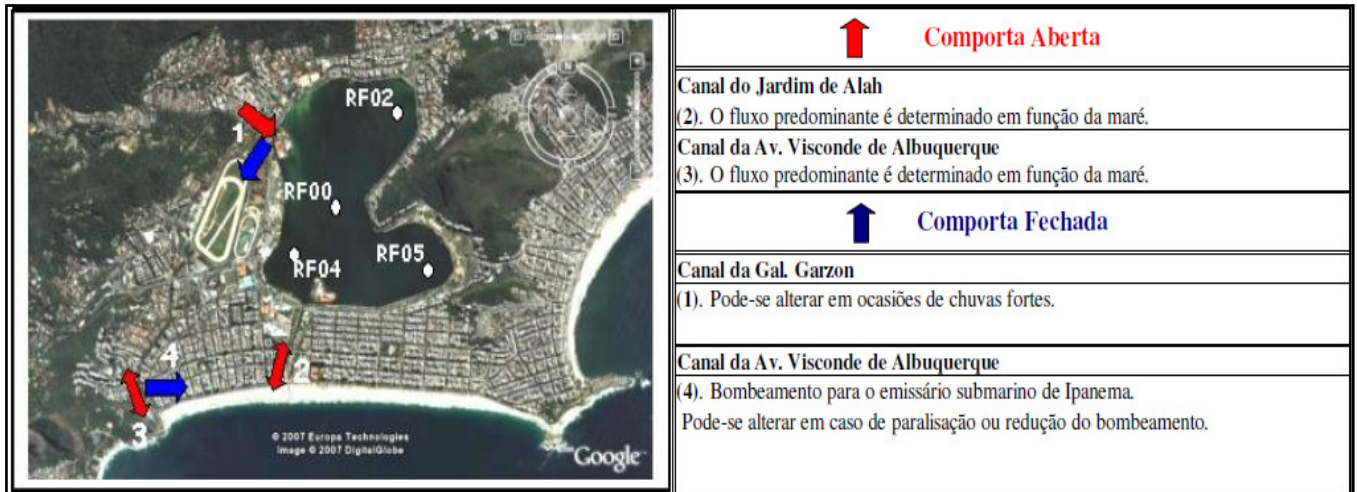


Figura 6: Pontos de monitoramento INEA/GEQUAM e condições predominantes de drenagem dos canais em função da operação das comportas. (fonte: FEEMA)

Segundo Marques (2009) a circulação da Lagoa Rodrigo de Freitas parece ser dominada por processos internos (como “seiches” e ondas internas) possuindo pouca influência da maré e as correntes fracas favorecem o estabelecimento de condições anóxicas junto ao fundo. A intensificação de correntes junto ao fundo pode diminuir ou aumentar a concentração de oxigênio dissolvido, sendo a ocorrência de diminuição provavelmente associada as correntes fortes o suficiente para ressuspender sedimentos com alta demanda bioquímica de Oxigênio (D.B.O) e demanda química de oxigênio (D.Q.O.). Segundo o mesmo autor, em determinadas condições o vento é capaz de misturar toda a coluna d’água da lagoa, mesmo com baixas velocidades (3m/s), dependendo da estabilidade da coluna estratificada. Existindo ainda, o potencial de ressuspensão por ondas geradas por ventos, especialmente na porção leste da lagoa, que é mais rasa e mais vulnerável a atuação de ventos fortes de leste e nordeste. Porém é necessário ressaltar, que em grande parte da lagoa, este efeito é fortemente restringido pela pequena extensão da pista, sendo necessários ventos mínimos de 15m/s para que as correntes geradas por ondas atinjam o fundo.

Outro importante trabalho de caracterização da qualidade de água da lagoa foi efetuado por Alves et al, (1998) cuja análise temporal compreendendo os anos de 95 a 97, demonstram que a classe de qualidade ambiental referente aos valores de oxigênio dissolvido (OD) de inadequada, ficou constricta à proximidade do canal de Alah, correspondendo a 3,50% da área total da lagoa. Este fato pode ser explicado pela constante obstrução do canal, que não permite a entrada de água do mar, promovendo uma grande concentração de carga orgânica que, em época da maré vazante, não tem como ser escoada para o mar, dando assim, a característica de baixa concentração de oxigênio dissolvido. O restante de 96,5% da área

correspondeu a uma qualidade aceitável e ótima em termos desta variável, cobrindo a totalidade areal da lagoa. A melhor qualidade ambiental, em termos de oxigênio dissolvido (OD), atingiu a parte central e sudeste da lagoa correspondente a 47,72% da área total da lagoa (Figura 8).

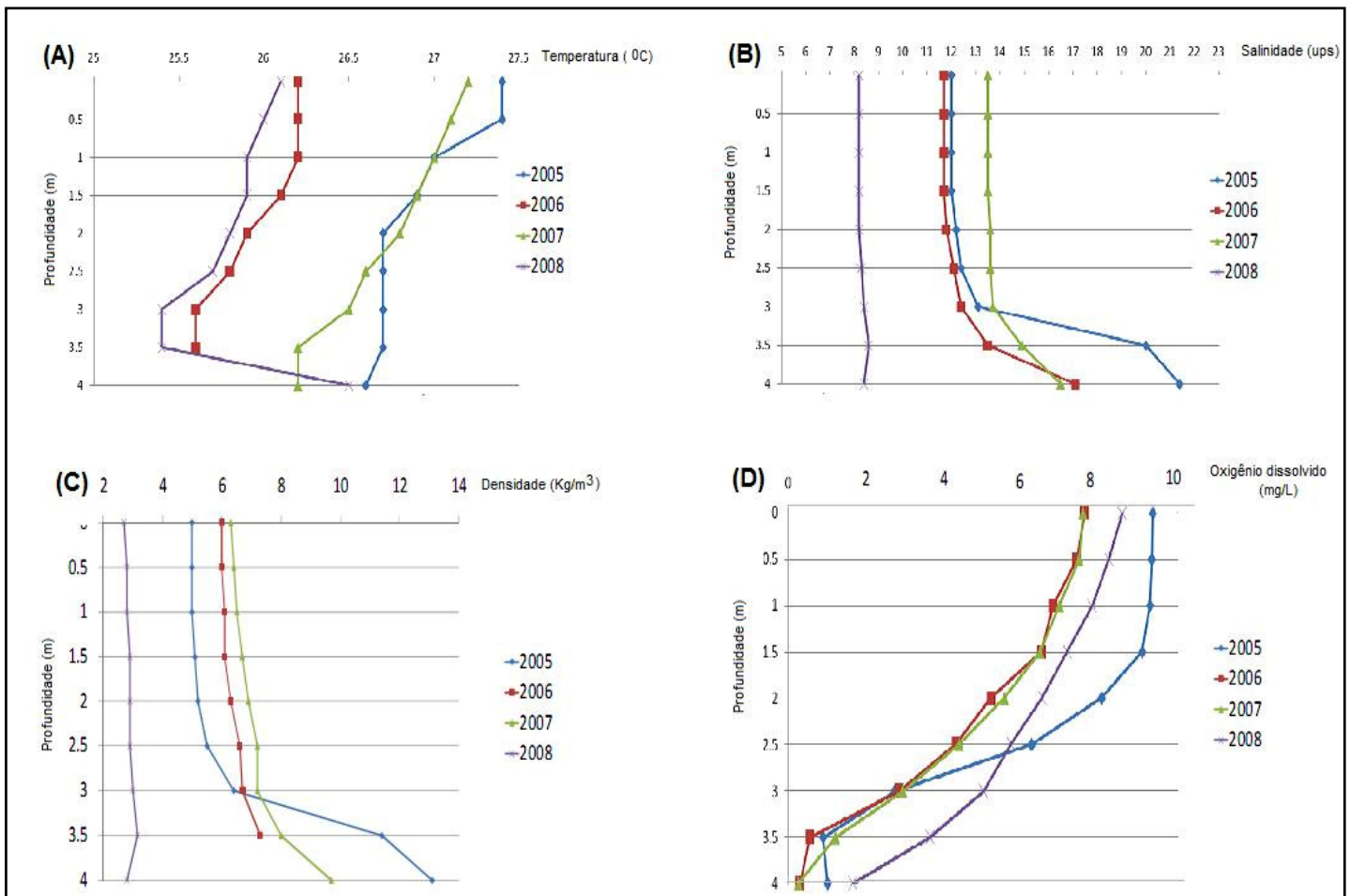


Figura 7: Perfil de variação anual dos parâmetros com a profundidade na estação RF04: (A) Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); (B) Salinidade (ups); (C) Densidade (Kg/m^3) e (D) Oxigênio dissolvido (mg/L) (fonte: Marques, 2009).

Neste mesmo trabalho, foram cruzados os planos de informações referentes a *E. coli*, Coliformes Totais e OD que tiveram suas classes próximas aos limiares padronizados pelos órgãos ambientais, gerando o mapa temático, que sintetiza as informações sobre a qualidade ambiental da lâmina d'água da lagoa Rodrigo de Freitas (Figura 9) apontando a localização das áreas inadequadas e aceitáveis, levando-se em consideração as ocorrências simultâneas entre este conjunto analisado. As áreas inadequadas corresponderam a 3,50 % da área total da

lagoa e se localizou na proximidade da entrada do Canal de Alah, enquanto que as áreas aceitáveis corresponderam a cerca de 1,43 % da área total da lagoa.

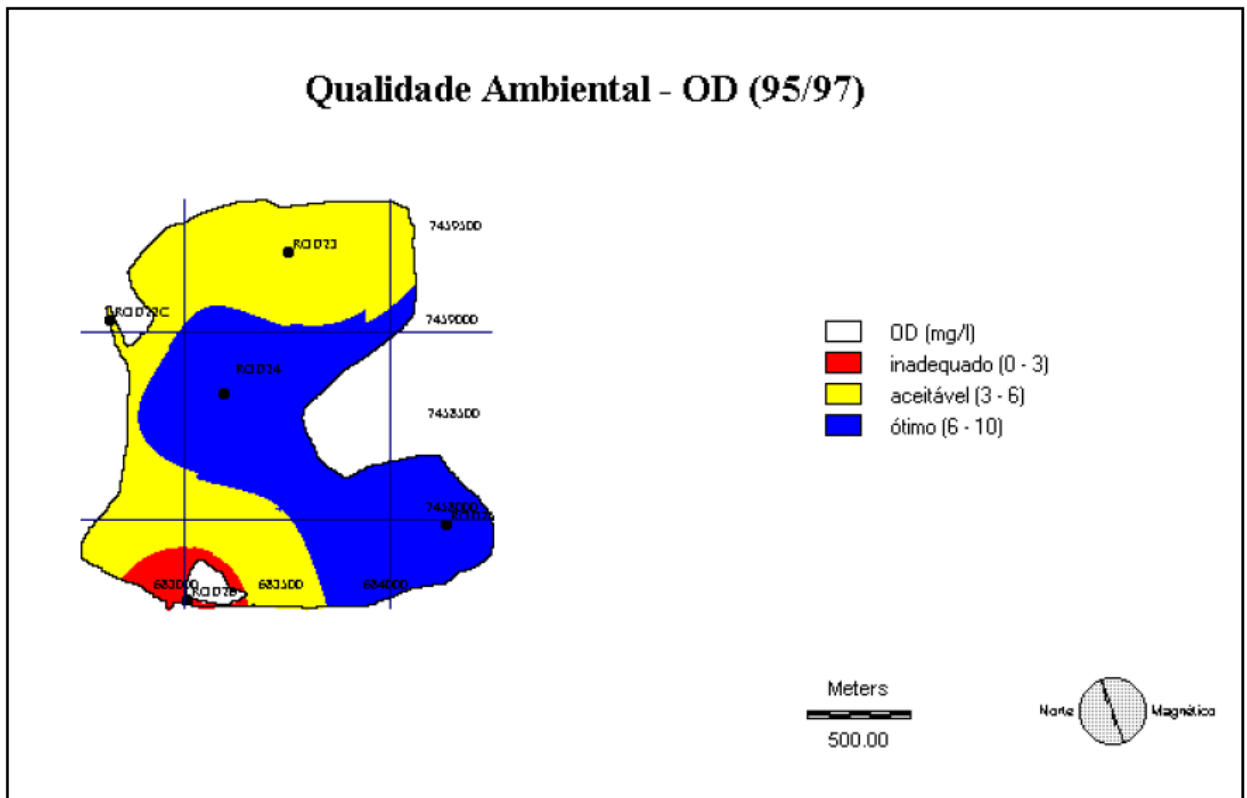


Figura 8: Mapa de distribuição dos valores de OD na Lagoa Rodrigo de Freitas. (fonte: Alves et al, 1998)

Entre os trabalhos de descrição de fauna da lagoa, destacam-se os trabalhos de Oliveira (1976), que descreveu 41 espécies de peixes para a Lagoa Rodrigo de Freitas, sendo a maioria das espécies de origem marinha e de importância comercial, ressaltando a boa condição hidrodinâmica do canal naquela época. Os trabalhos de Andreatta et al. (1998; 2002 apud Andreatta et al., 2004), reportam que os baixos valores no gradiente de salinidade evidenciam que a Lagoa Rodrigo de Freitas não se apresenta como um ambiente composto predominantemente por espécies marinhas, notando-se um predomínio de espécies dulcícolas, devido provavelmente à precariedade das condições hidrodinâmicas do canal do Jardim de Alah, e de menor influência, dos aportes fluviais.

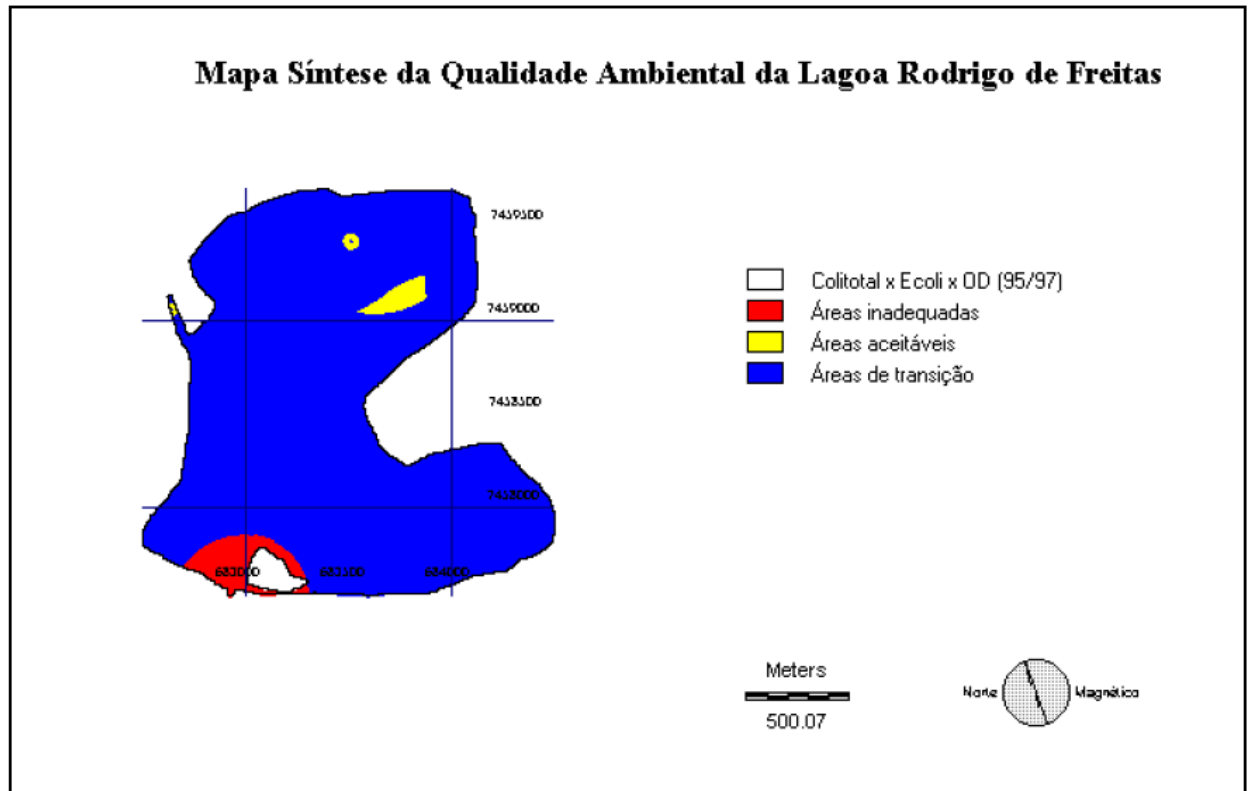


Figura 9: Mapa de síntese ambiental LRF. (fonte: Alves *et al*, 1998).

Em relação à flora, os trabalhos desenvolvidos por Loureiro; Nassar (2003) e Loureiro (2007) de catalogação e observação da dinâmica das populações de fitobentos na Lagoa Rodrigo de Freitas. Segundo esses autores a riqueza da laguna se resume a nove espécies de algas marinhas bentônicas tanto no entorno da laguna quanto como epífitas na macrófita aquática *Ruppia maritima* (6 Chlorophyta - 67%, 1 Rhodophyta – 10% e 2 Cyanophyta - 23%). A ordem Cladophorales foi a mais representativa, com quatro espécies, seguida pelas Ulvales e Oscillatoriales, ambas com duas espécies.

A identificação dos organismos fitobentônicos presentes na lagoa (Figura 11 e 12) teve como base principalmente, os trabalhos de Joly (1965), Joly et al. (1967), Hoek (1982), Koeman (1985) e Burrows (1991) e a nomenclatura seguiu a adotada por Wynne (2005). Considerou-se também a nomenclatura taxonômica adotada por Hayden et al. (2003), que devido a evidencia molecular, reuniu os gêneros *Ulva* e *Enteromorpha* como originalmente proposto por Linneaus.

Fixas ao fundo lodoso da lagoa existem bancos da macrófita aquática *R. maritima*, conhecida popularmente como grama-do-mar, que possui grande resistência à poluição e

rápido desenvolvimento, o que dificulta a navegação na lagoa e contribui para o assoreamento das regiões marginais (Paula et al., 2001). Em 1943 a vigilância sanitária teve uma autorização para a retirada periódica da *R. maritima* da Lagoa conforme Portaria 248/1943 para minimizar os problemas causados pela planta. Atualmente esta função vem sendo realizada pela Comlurb e pelos pescadores da colônia Z-13 contratados pela Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA, Portaria 248,1943).

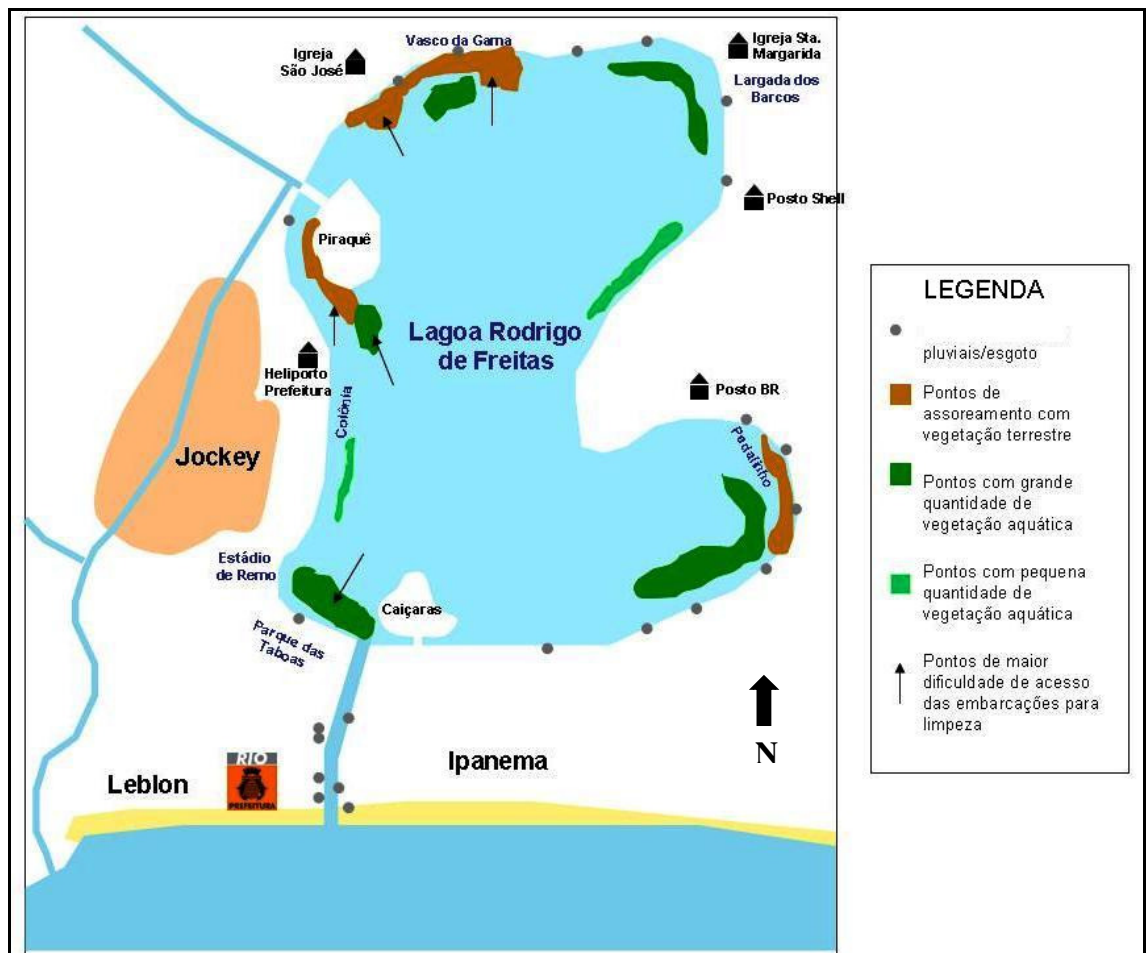


Figura 10: Distribuição da vegetação e das galerias de esgoto e água pluvial da Lagoa Rodrigo de Freitas. (fonte: FEEMA).

De setembro de 2008 a fevereiro de 2009, foram retiradas 365 toneladas da macrófita e suas epífitas da Lagoa Rodrigo de Freitas. Sendo coletadas pela equipe de trabalho entre 608 kg e 834 kg por dia. O excesso de algas e o crescimento acelerado da macrófita estão associados ao desequilíbrio ecológico da Lagoa, provocado pela poluição. Apesar dos problemas causados pela biomassa excessiva de *R. maritima*, a necessidade de se encontrar

plantas com as características necessárias para a fitorremediação inverte seu papel de agente poluidor para agente remediador de contaminação por Cd segundo os resultados obtidos por Guilherme (2005).

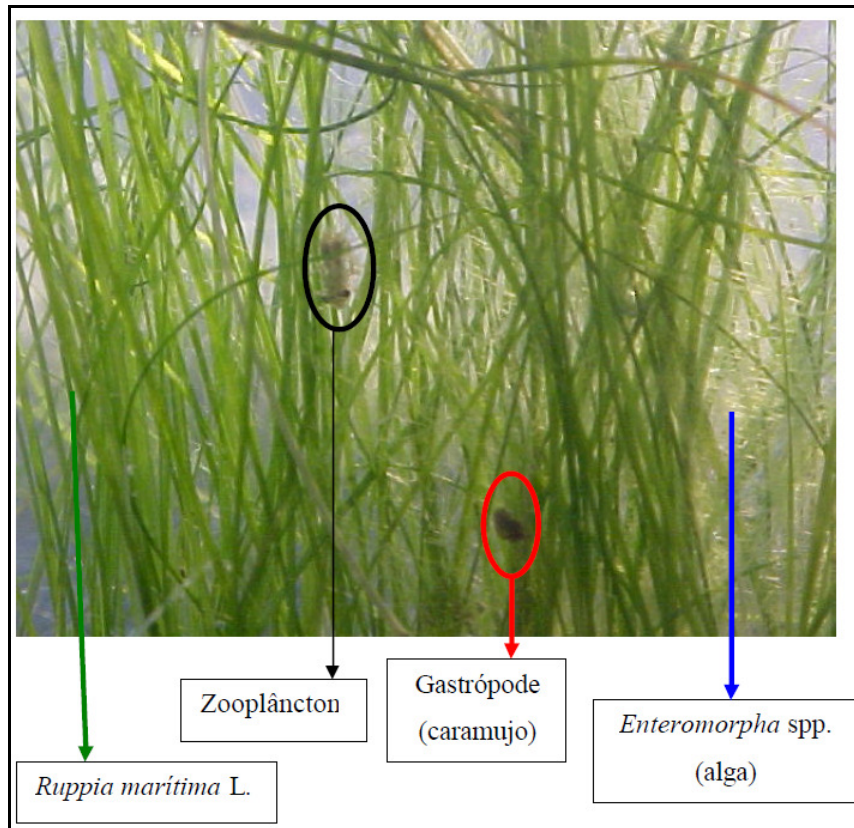


Figura 11: *R. maritima* com sua fauna e alga epífita associada em aumento de 5X. (fonte: Guilherme, 2005).

Os resultados da disposição de metais pesados obtidos por Loureiro (2006) em seis testemunhos coletados na Lagoa Rodrigo de Freitas no ano de 2004 e amostras de sedimento superficial de Baptista-Neto et al. (2003), relatam a presença de três fontes bem definidas de Pb, Cu e Zn (Figuras 13, 14, e 15) nas regiões na porção noroeste, nordeste e sudeste da Lagoa, possivelmente oriunda das galerias de água pluvial. Pode-se observar também a acumulação de Fe e Cr na região central da Lagoa Rodrigo de Freitas, e um comportamento aparentemente independente nas distribuições de Mn e Ni. Já os resultados relacionados ao Hg demonstraram que houve uma maior acumulação de mercúrio nos sedimentos em cerca de 40 cm de profundidade sedimentar, indicando um menor aporte deste elemento para lagoa atualmente (Figura 16).

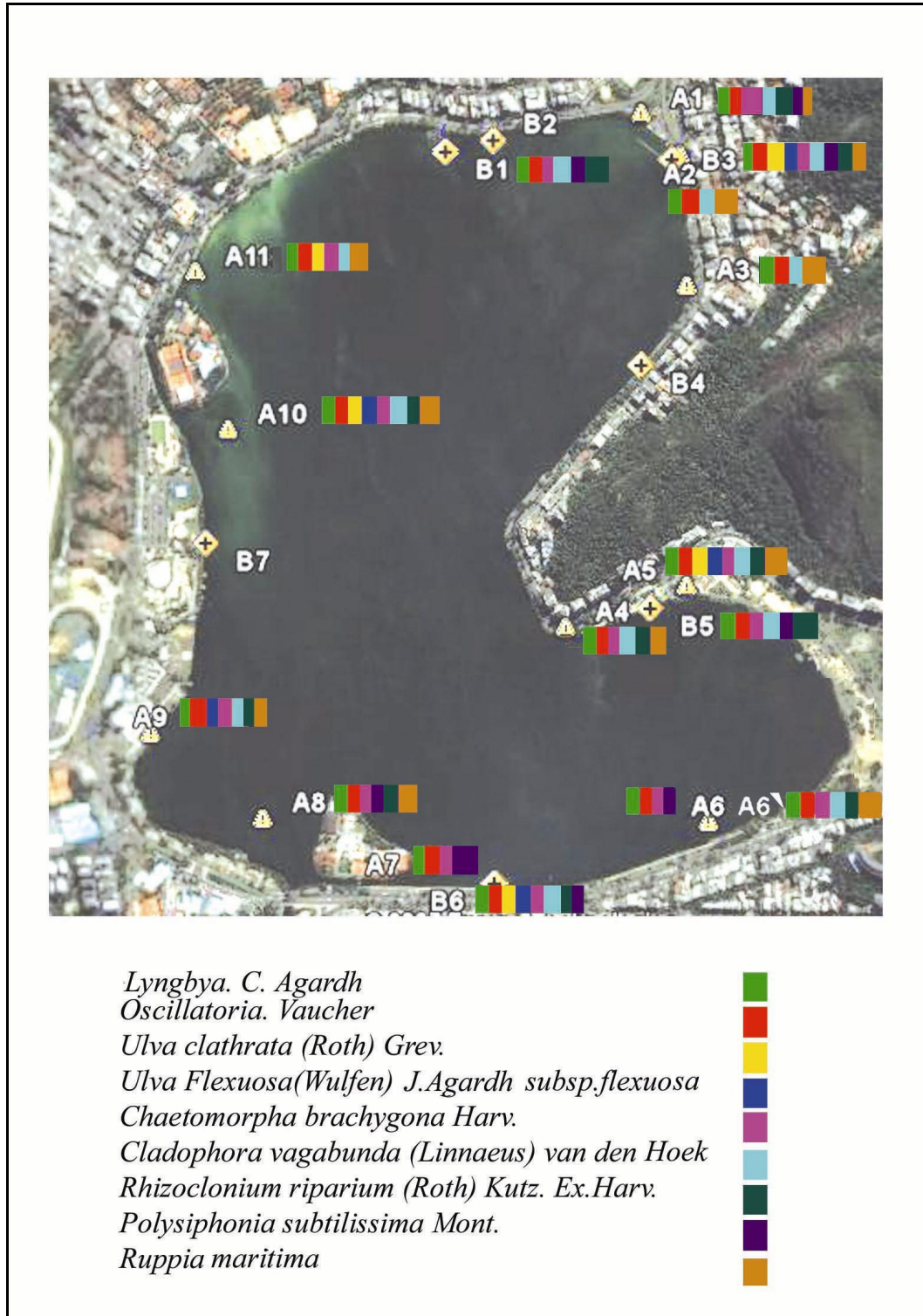


Figura 12: Mapa de distribuição de macrófitas e macroalgas por estação de coleta na Lagoa Rodrigo de Freitas durante o ano de 2007. Fonte: Araujo (2008).

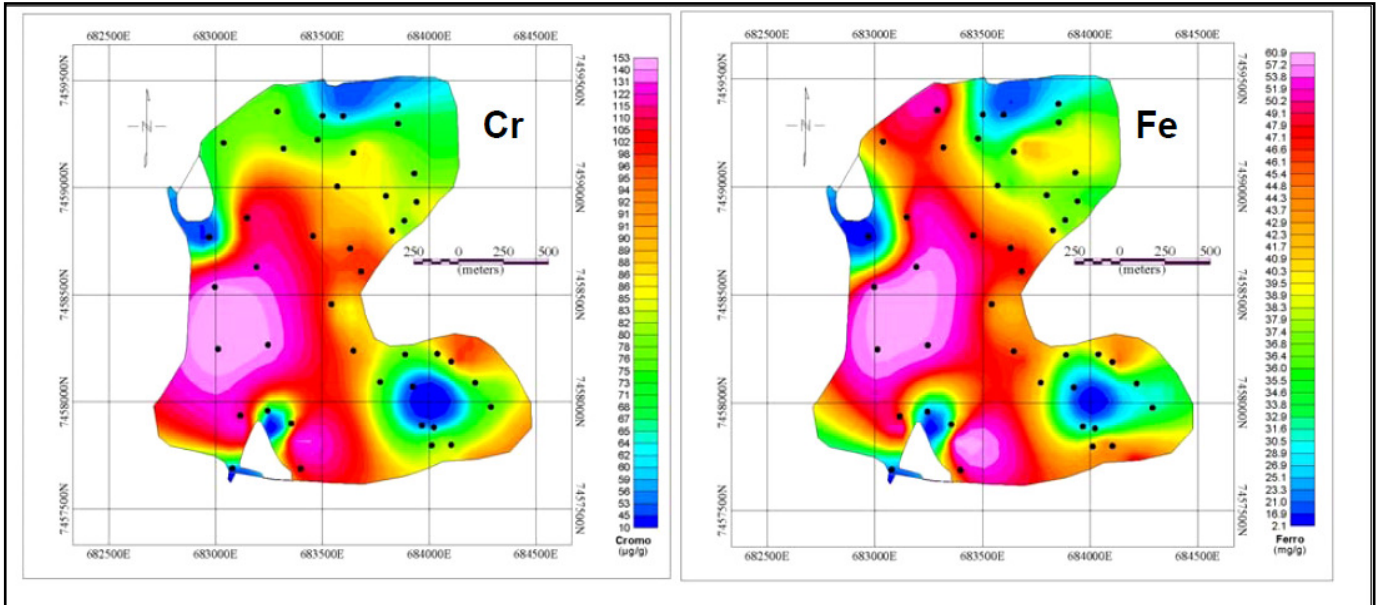


Figura 13: Distribuição de Cr e Fe nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas (fonte: Baptista-Neto et al., 2003).

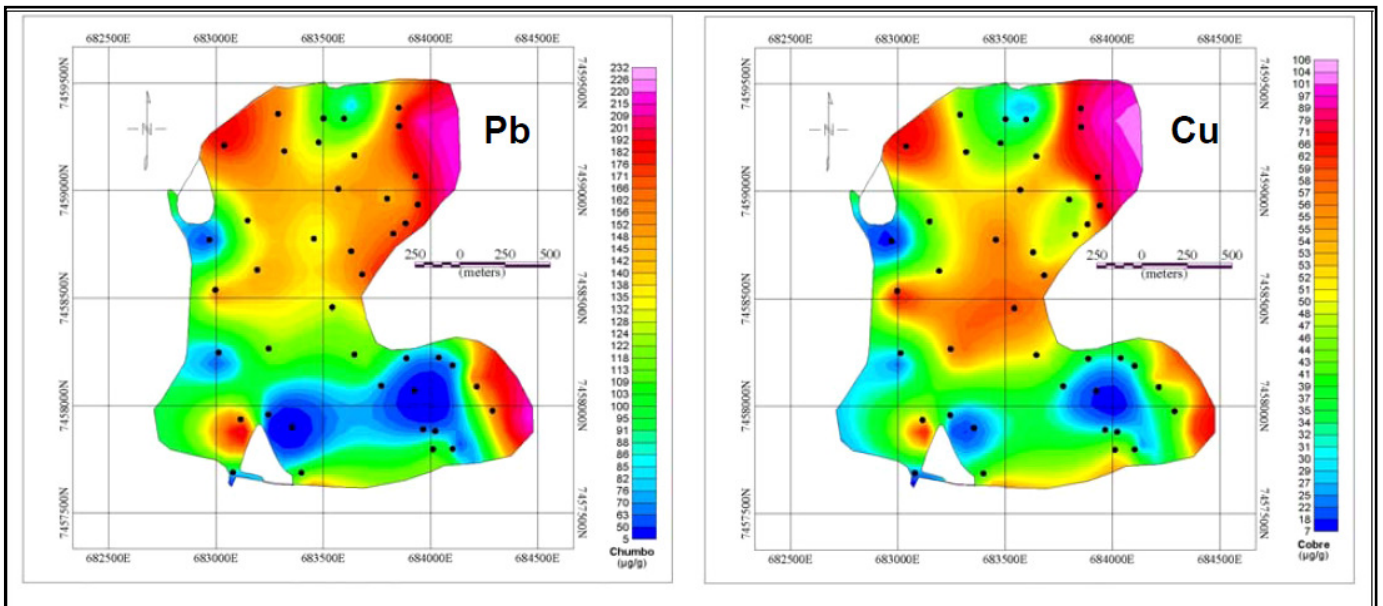


Figura 14: Distribuição de Pb e Cu nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas (fonte: Baptista-Neto et al., 2003).

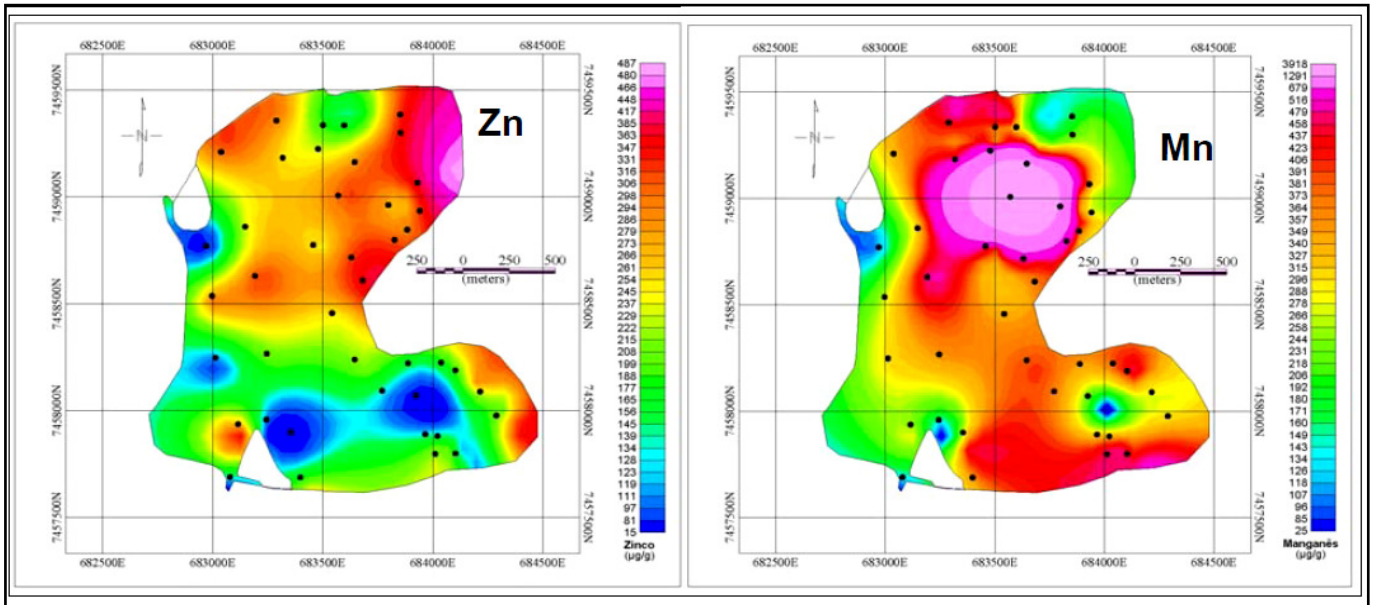


Figura 15: Distribuição de Zn e Mn nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas (fonte: Baptista-Neto et al., 2003).

Nas últimas amostragens de sedimento superficial realizadas por Loureiro (2010) em maio de 2006, antes da dragagem de cerca de 97 mil metros cúbicos de lodo, areia e argila, num trecho de 2 Km (Clube de engenharia, 2007), fevereiro de 2007 (ao final da dragagem), agosto de 2007 (6 meses depois da dragagem) e março de 2009 (24 meses depois da dragagem) foram obtidos resultados que evidenciaram a modificação do gradiente antes existente pelo processo de dragagem da lagoa. É importante destacar que o material dragado foi descartado dentro da própria lagoa, com a finalidade de cobrir depressões de até 8,7 metros de profundidade em outros pontos da lagoa, resultantes de dragagens feitas há mais de 50 anos.

Os valores médios de Hg encontrados por Loureiro (2010) durante a primeira coleta antes da dragagem foram de $366 \pm 138 \text{ ng.g}^{-1}$. Sendo a distribuição espacial caracterizada pela presença dos maiores valores de concentração no fundo da lagoa (porção N) devido ao maior escoamento superficial e aporte de água oriunda das galerias pluviais nesta área. Já na segunda campanha os resultados apresentaram um aumento nas concentrações de mercúrio em relação à primeira coleta, atingindo a média de $529 \pm 180 \text{ ng.g}^{-1}$ com patamar máximo de 993 ng.g^{-1} , que atinge o mesmo patamar obtido nas camadas sedimentares intermediárias (cerca de 40 cm) dos testemunhos coletados por Loureiro (2006). A distribuição espacial das concentrações indicam um aumento de Hg na região NW (pontos 10 e 2), bem como elevação

na região SE (pontos 18 e 19), devido a exposição do sedimento sub-superficial mais contaminado ou o descarte de material dragado na própria lagoa.

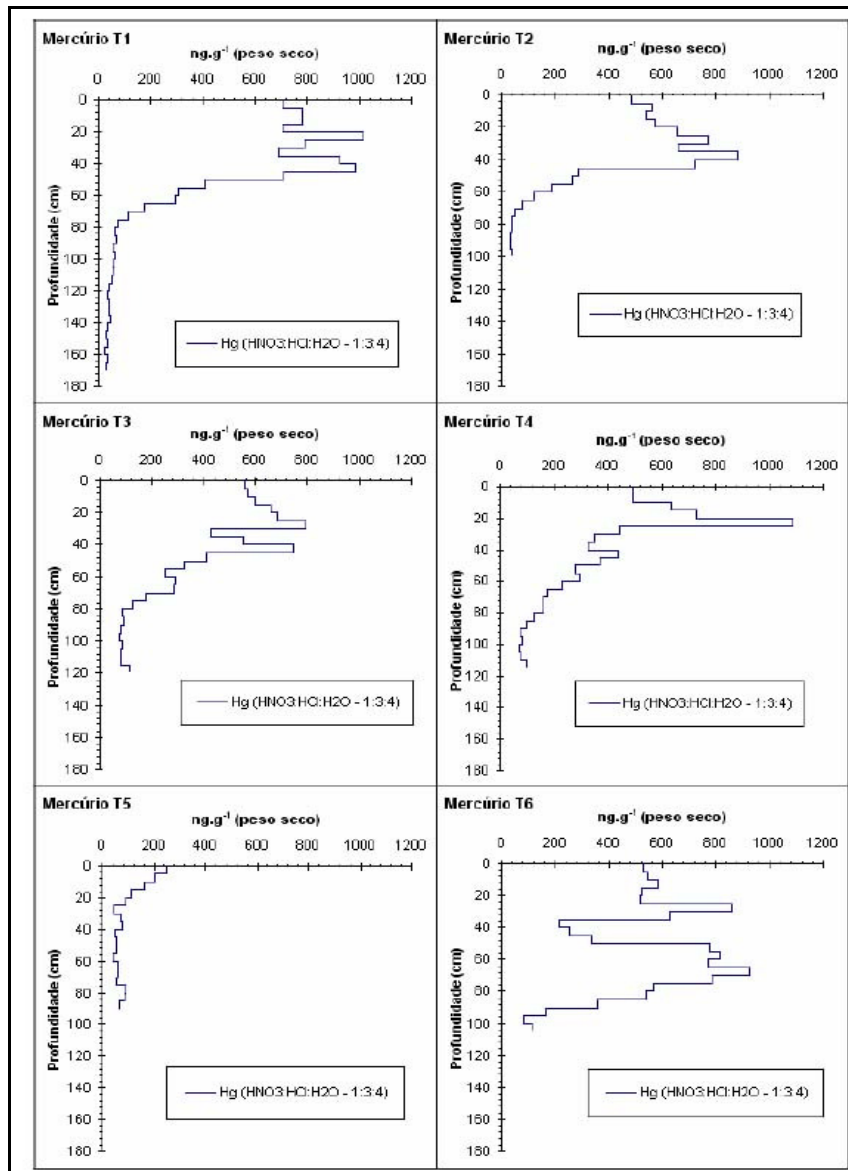


Figura 16: Distribuição do mercúrio em seis testemunhos localizados na Lagoa Rodrigo de Freitas (fonte: Loureiro, 2006).

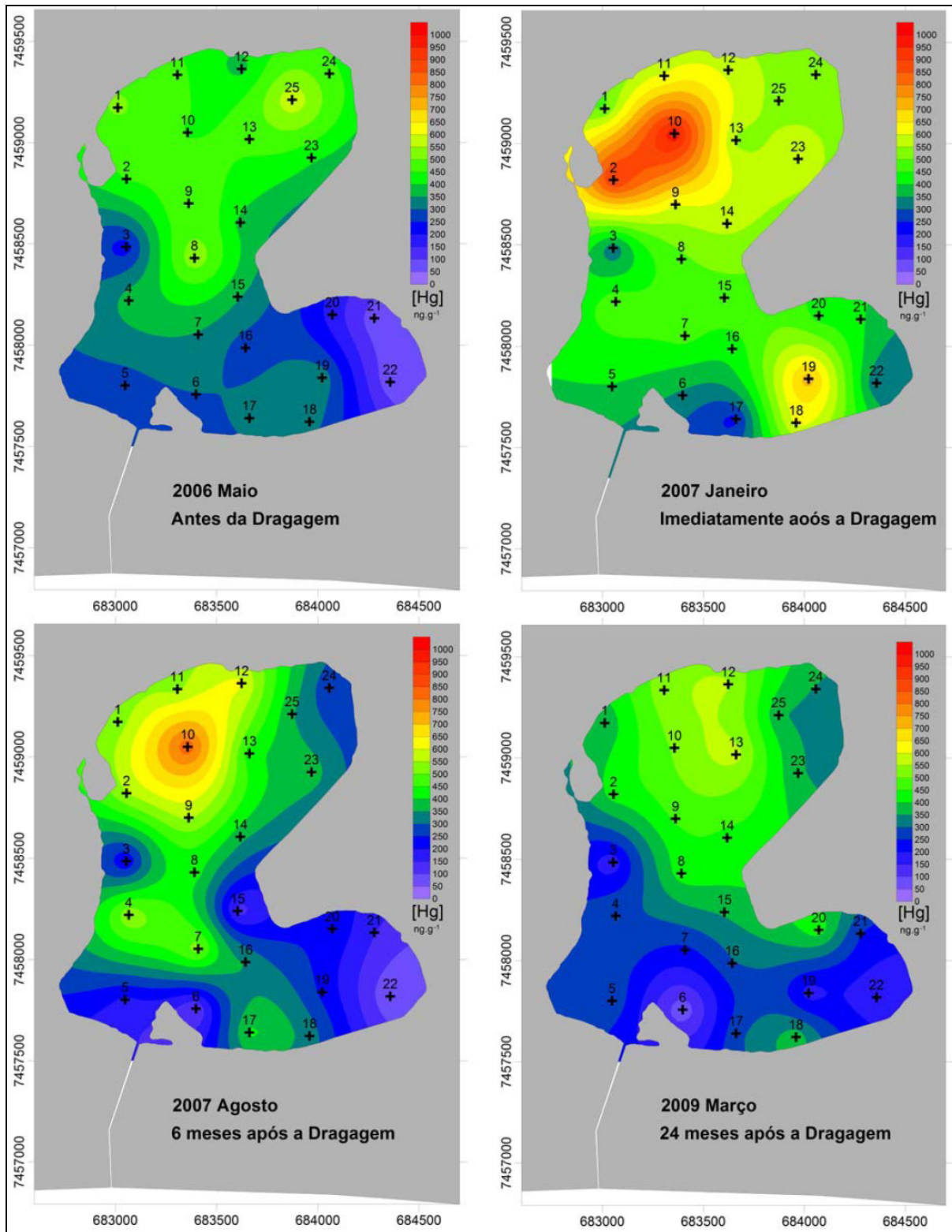


Figura 17: Distribuição espacial do mercúrio nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas de maio de 2006 a março de 2009. (fonte: Loureiro, 2010).

Em agosto de 2007, os valores de concentração médios passaram para $370 \pm 189 \text{ ng.g}^{-1}$ e a distribuição espacial demonstrou uma diminuição nos níveis de concentração de Hg,

indicando uma certa atenuação da contaminação ambiental. Contudo, ainda foram encontrados níveis elevados no ponto 10, chegando a 843 ng.g^{-1} . Na última campanha, após 24 meses do término da dragagem as concentrações foram $349 \pm 130 \text{ ng.g}^{-1}$, sendo observado que os valores de concentração de Hg no sedimento superficial apresentaram níveis similares aos encontrados na campanha antes da dragagem, indicando um tempo de recuperação do ambiente de aproximadamente 2 anos.

5 – METODOLOGIA

5.1 - Amostragem

Foram coletadas amostras durante os meses de Fevereiro e Julho de 2008 e Fevereiro de 2009 (Quadro I, Figura 18) em 18 pontos georeferenciados nas margens da lagoa, abrangendo áreas próximas de galerias de água pluvial e esgoto, áreas de provável descarte do material dragado em 2007 (porção NW e SE da lagoa) e pontos sem poluição pontual.

As algas aderidas a rochas ou outros substratos duros foram recolhidas em profundidades inferiores a 50 cm com auxílio de facas de aço inox. A macrófita aquática foi recolhida com auxílio de coletores fabricados com tubo de PVC e garras de Teflon somente quando esta se encontrava enraizada ao sedimento. As clorófitas filamentosas foram coletadas também com auxílio dos coletores desenvolvidos, já que eram encontradas como epífitas nas raízes de mangue e nos bancos da macrófita aquática.

O material coletado foi acondicionado em isopores com gelo e transportado para o laboratório de Biogeoquímica da UFF, onde ficou armazenado no freezer até ser efetuada a limpeza e retirada de organismos epibiontes.

As algas foram lavadas diversas vezes com água deionizada, com o cuidado de remover sedimento e/ou material particulado aderido. A macrófita aquática passou pelo mesmo processo de limpeza, sendo utilizada somente suas folhas para as análises. Todo material biológico foi seco a 60⁰C em estufa por um período de 3 a 4 dias, macerado e armazenado em sacos plásticos.

Devido às dificuldades encontradas no processo de triagem das Clorófitas, foi mantida a divisão feita por Araujo (2008). Sendo estas então divididas por características morfológicas em dois grupos baseados na classificação proposta por Littler; Arnold (1982). O primeiro reunindo as clorófitas filamentosas *Chaetomorpha brachygona* H., *Cladophora vagabunda* (Linnaeus) van de Hoek e *Rhizoclonium riparium*(Roth) Kütz. ex. Harv. e o segundo as talófilas *Ulva clathrata* (Roth) Grev. e *Ulva flexuosa* (Wulfen) J.Agardh subsp.*flexuosa*.

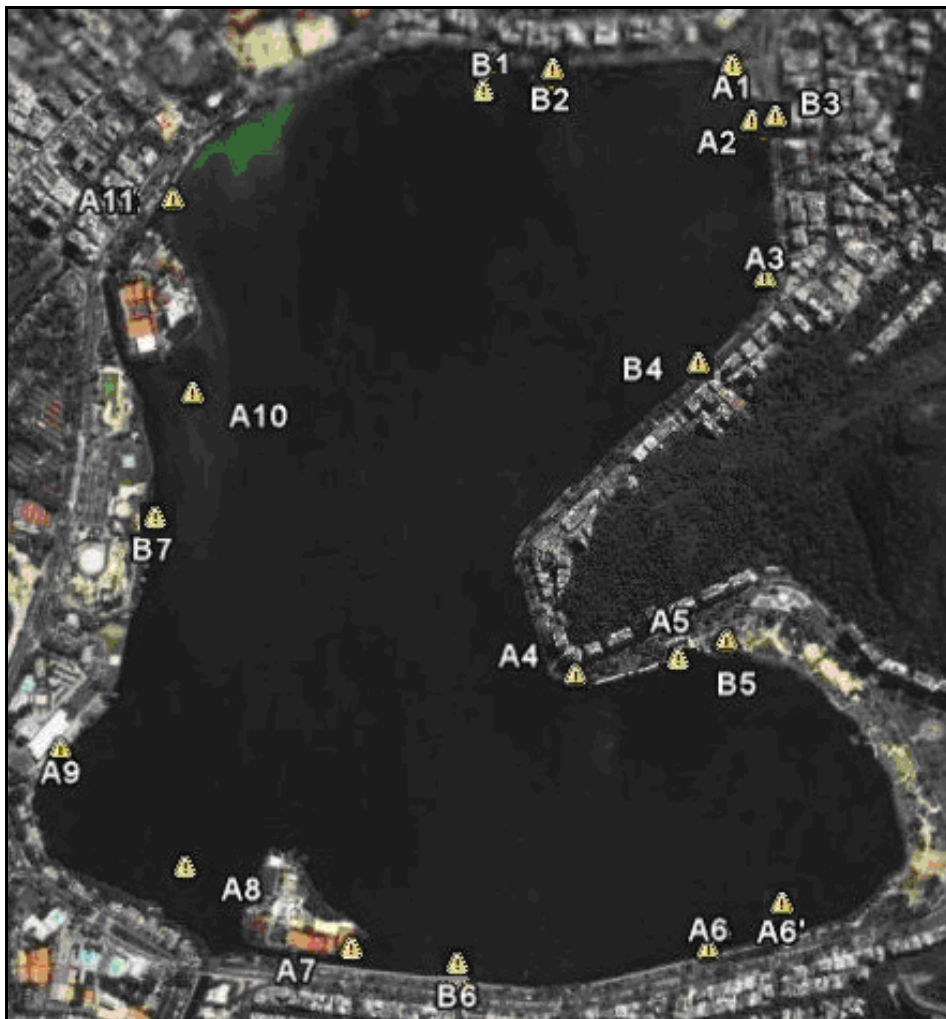


Figura 18: Localização dos pontos de coleta de material biológico na lagoa Rodrigo de Freitas (legenda: A - pontos acessíveis somente a bordo de embarcação, B - pontos acessíveis pelas margens da lagoa).

Quadro I: Estações de coleta do fitobentos na Lagoa Rodrigo de Freitas

ESTAÇÕES	LOCALIZAÇÃO	PONTO DE REFERÊNCIA	
A1	22 ^o 57.775' S 43 ^o 12.286' W	Próximo á dragagem	Galerias de água pluvial e esgoto
A2	22 ^o 57.833' S 43 ^o 12.231' W	50 m da saída de esgoto	
A3	22 ^o 58.012' S 43 ^o 12.228' W	Esquina do Posto Shell	
A6	22 ^o 58.746' S 43 ^o 12.229' W	Em frente à Univercidade	
A6'	22 ^o 58.746' S 43 ^o 12.229' W	Em frente à Pedra do Elefante	
A8	22 ^o 58.717' S 43 ^o 12.886' W	Banco de Areia	
A11	22 ^o 57.968' S 43 ^o 12.957' W	Próximo ao Clube Piraguê	
B1	22 ^o 57.796' S 43 ^o 12.582' W	Pier do Vasco da Gama	
B2	22 ^o 57.797' S 43 ^o 12.503' W	Pedra da estátua	
B3	22 ^o 57.842' S 43 ^o 12.253' W	Próximo a ponta NE da raia de remo	
B5	22 ^o 57.435' S 43 ^o 12.299' W	Parque do Cantagalo	
A4	22 ^o 58.471' S 43 ^o 12.426' W	Curva do Calombo	Sem fonte pontual de contaminação
A5	22 ^o 58.421' S 43 ^o 12.245' W	Quiosque da Prefeitura	
A7	22 ^o 58.786' S 43 ^o 12.229' W	Próximo ao Clube Caiçaras	
A9	22 ^o 58.595' S 43 ^o 13.048' W	Clube de remo do Flamengo	
A10	22 ^o 58.185' S 43 ^o 12.917' W	Próximo aos Piers da colônia de pescadores	
B4	22 ^o 57.012' S 43 ^o 12.228' W	Entre a raia de remo e o Pier do Botafogo	
B6	22 ^o 57.820' S 43 ^o 12.546' W	Rampa/ Entrada de Ipanema	
B7	22 ^o 57.340' S 43 ^o 12.959' W	Parque dos patins	

5.2 - Análise de Mercúrio total (HgT)

Na determinação do mercúrio total foram aplicadas duas diferentes metodologias. A primeira segue uma variação do método de Guilherme (2005) desenvolvida por Araujo (2008), aplicada as amostras coletadas na primeira e segunda campanha (Fev e Jul - 2008) analisadas no laboratório de Biogeoquímica da UFF, seguindo a metodologia descrita abaixo.

Para extração foram digeridos de 2g de amostra, sempre em duplicata, com adição 4 mL de peróxido de Hidrogênio, 15 mL de ácido nítrico e 5mL de ácido clorídrico. As amostras foram colocadas em banho-maria a 60⁰C durante 3 horas. Após a digestão, o material foi transferido para tubos de polietileno, foram adicionados 10 mL de água deionizada e depois colocados na centrífuga a 3.000 RPM durante 10 minutos. A concentração de mercúrio foi determinada por um analisador Bacharach modelo COLEMAN-50D do laboratório de Biogeoquímica da Universidade Federal Fluminense, que utiliza a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor frio.

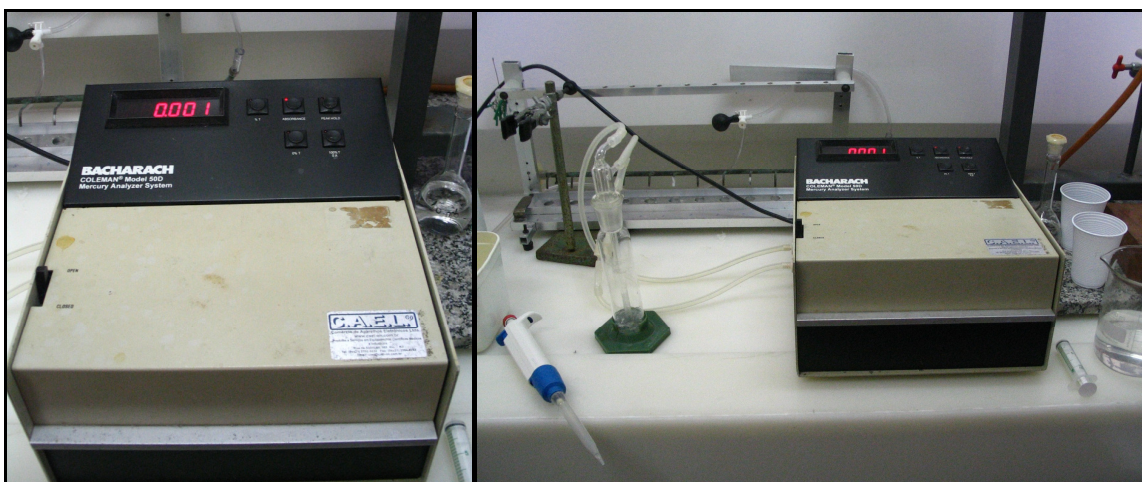


Figura 19: Analisador Bacharach – COLEMAN-50 D.

De cada extrato foi retirada uma alíquota de 5 mL ao qual foi adicionada 15 mL de água destilada. Durante a análise foi adicionado ainda ao extrato diluído uma solução de 5 mL de Cloreto estânico (SnCl_2) para redução do Hg^{2+} para Hg^0 , que é gasoso. O mercúrio na forma de vapor é transportado até a célula de absorção pela bomba aeradora acoplada ao equipamento e então a concentração de mercúrio é dada na forma de absorbância.

A segunda metodologia, aplicada as amostras coletadas na terceira campanha (Fev – 2009) seguiram uma variação do método proposto por MALM et al. (1989) e BASTOS et al. (1998). Para extração foram utilizados cerca de 0,5g de amostra seca pesadas em duplicata. As amostras foram atacadas a frio com 1mL de H₂O₂, e 5mL de solução sulfonítrica concentrada (1 H₂SO₄ : 1 HNO₃) (v/v). Após essa etapa as amostras foram aquecidas em banho-maria a 60°C por 2 horas até a solubilização completa das amostras. Os extratos foram resfriados por 15 minutos, sendo adicionado 5mL de KMnO₄ (5%) e retornaram ao banho-maria (60°C) por mais quinze minutos. No dia seguinte o extrato foi reduzido com a adição de 1mL de cloridrato de hidroxilamina e avolumado com água MiliQ até 10mL. A determinação de Hg total foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (FIMS-400, Perkin-Elmer).

5.3 - Análises de Al, Co, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn

Foram pesadas em tubos de teflon amostras com massa variando de 0,2 a 0,7 g. as quais foram adicionados 2mL de H₂O₂, 2,5 mL de HCl e 7,5 mL de HNO₃. A digestão das amostras foi feita no forno microondas ANTON PAAR, MULTIWAVE durante cerca de 10 minutos. Os extratos ácidos foram avolumados a 20 mL com água deionizada e centrifugados a 3.000 rpm durante 10 min. As concentrações de metais foram determinadas por ICP-OES ULTIMA 2 da Jobin-Yvon.

Para a certificação dos métodos, foram realizadas análises do material de referência BCR 279 (*Ulva lactuca*) (resultados no quadro III), foram feitas curvas de calibração multielementares e calculados os limites de detecção pelos critérios da IUPAC, á partir dos valores dos brancos de cada metal (resultados no quadro IV). No caso do mercúrio, o material certificado foi analisado seguindo as duas metodologias aplicadas.

Toda vidraria e recipientes que entraram em contato com as amostras e reagentes utilizados durante a extração e análises, foram descontaminados em banhos sucessivos de EXTRAN 10% e ácido nítrico 10% por 24 horas.

Quadro II: Precisão e exatidão das análises do material certificado BCR 279 (*Ulva lactuca*)

BCR 279	Valor certificado (mg/kg) peso seco	Valor encontrado (mg/Kg) peso seco	% Recuperação
Zn	51,3	52,8 ± 4,9	103
Cu	13,1	10,9 ± 2,5	83
Pb	13,5	13,75 ± 1,4	105
Fe	2400	1712 ± 43	71
Mn	2090	1754 ± 95	84
Hg	0,05	0,048 ± 0,003	96

Quadro III: Limites de detecção dos metais

Limite de detecção (LD)	µg/g
Zn	0,001
Pb	0,001
Co	0,0001
Mn	0,01
Fe	0,009
Al	0,02
Cu	0,001
Hg	0,009

5.4 - Tratamento de dados

Para avaliação das variações espaciais e temporais das concentrações dos metais foram feitas correlações de Spearman e testes de Kruskal-Wallis, seguindo uma divisão do fitobentos em dois grupos: um influenciado pelo aporte de metais oriundo das galerias de água pluvial e esgoto e outro sem a influência direta de fonte de contaminação.

Os mesmos testes também foram feitos para comparar as concentrações de metais obtidas, seguindo uma divisão do fitobentos em dois grupos: um que reúne a macrófita aquática *R. maritima* e suas epífitas, as clorófitas filamentosas, com o intuito de comparar a variação interespecífica das concentrações, já que algumas vezes ocorrem juntos, estando

portando submetidos as mesmas condições ambientais. O outro grupo reúne as macroalgas crostosas *P. subtilissima* e as clorófitas talófitas.

6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 - Distribuição espacial das espécies fitobentônicas

Para avaliar a distribuição das espécies foram considerados apenas os pontos em que foram efetuadas amostragens de material biológico, ou seja, os pontos em que foi encontrada biomassa necessária para as análises dos metais.

Durante as campanhas efetuadas foram encontradas as mesmas espécies fitobentônicas descritas por Loureiro; Nassar (2003), Loureiro (2007) e Araujo (2008).

O resultado da composição das espécies fitobentônicas da lagoa (Quadros IV, V, VI e VII) mostra uma variável distribuição espacial das espécies tanto de macroalgas quanto da macrófita aquática *R. maritima* na Lagoa Rodrigo de Freitas, que dever ser considerada para avaliar a variação temporal dos metais no fitobentos.

Apesar da variável distribuição, percebe-se a colonização de novas áreas da lagoa pelo grupo das clorófitas talófitas, visto que nos resultados de Araujo (2008) (quadro VII) esta foi encontrada apenas na estação B1. Cabe ressaltar que no material preliminar coletado para fins de identificação, o grupo foi encontrado em outros pontos da lagoa (B3 e B6), sendo que a massa amostral era bastante reduzida, o que não possibilitou sua coleta para as análises de Hg para o grupo.

Com relação as clorófitas filamentosas ocorreu o aumento da distribuição destas nos bancos da macrófitas aquática, situados no extremo SE da lagoa (estações A6 e B6) e nos localizados no SW da lagoa (A10, A11 e B1).

Com relação a macrófita *Ruppia maritima* percebe-se a redução das áreas colonizadas no SW da lagoa durante Fevereiro e Julho de 2008.

Outra importante observação é o aumento da distribuição de *P. subtilissima* na lagoa. No ano de 2007, esta estava distribuída em alguns pontos das regiões NE e SE da lagoa e atualmente encontra-se colonizando outros pontos dentro das regiões anteriormente citadas e também distribuídas na porção SW da lagoa.

Quadro IV: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Fevereiro de 2008 (coleta 1) e percentual de distribuição na lagoa. (Legenda: 1 = presente e 0 = ausente).

Espécie	Estação	A1	A2	A3	A6	A6'	A8	A11	B1	B2	B3	B5	A4	A5	A7	A9	A10	B4	B6	B7	Distribuição (%)
Clorófitas talófitas		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva clathrata</i>																					
<i>Ulva flexuosa</i>																					
Clorófitas filamentosas		1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	39
<i>Chaetomorpha brachygona</i>																					
<i>Cladophora vagabunda</i>																					
<i>Rhizoclonium riparium</i>																					
<i>Polysiphonia subtilissima</i>		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	22
<i>Ruppia maritima</i>		1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	39

Quadro V: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Julho de 2008 (coleta 2) e percentual de distribuição na lagoa. (Legenda: 1 = presente e 0 = ausente).

Espécie	Estação	A1	A2	A3	A6	A6'	A8	A11	B1	B2	B3	B5	A4	A5	A7	A9	A10	B4	B6	B7	Distribuição (%)
Clorófitas talófitas		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	22
<i>Ulva clathrata</i>																					
<i>Ulva flexuosa</i>																					
Clorófitas filamentosas		1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	39
<i>Chaetomorpha brachygona</i>																					
<i>Cladophora vagabunda</i>																					
<i>Rhizoclonium riparium</i>																					
<i>Polysiphonia subtilissima</i>		0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	56
<i>Ruppia maritima</i>		1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	44

Segundo Morand; Briand (1996), ecossistemas estuarinos são considerados vulneráveis a poluição, pois o constante descarte de fosfato e amônia no ambiente, oriundo do lançamento de esgoto doméstico, promove um acentuado distúrbio no equilíbrio natural do meio. Tais descargas de nutrientes favorecem o crescimento e proliferação de macroalgas, sendo as mais favorecidas espécies de clorófitas e rodofíceas presentes na comunidade, fato este observado na Lagoa Rodrigo de Freitas.

O trabalho de Loureiro (2007) mostrou a existência de uma tendência sazonal das espécies de macroalgas na Lagoa Rodrigo de Freitas, pois nos meses de verão (dezembro de 2005 a março 2006) foram encontrados os maiores valores de biomassa total, tanto no entorno da lagoa quanto nas macroalgas epibiontes em *R. maritima* e de modo semelhante as menores biomassas foram observadas no outono, em maio de 2005. Valores baixos de diversidade, como os encontrados neste estudo, são geralmente associados aos locais de moderada degradação ambiental (Teixeira et al., 1987).

Além das condições de eutroficação da lagoa, devem ser consideradas as atuações de outros possíveis fatores, como a salinidade, na distribuição das espécies. Experimentos de laboratório realizados por Loureiro; Reis (2008) mostraram a efetiva influência da salinidade na performance fotossintética de algumas espécies de macroalgas da Lagoa Rodrigo de Freitas. Através de testes com as espécies *Ulva flexuosa* subsp. *flexuosa*, *Cladophora vagabunda* e *Polysiphonia subtilissima*, evidenciou-se que *P. subtilissima* e *C. vagabunda* apresentaram maior produção fotossintética na salinidade 15. Já *U. flexuosa* não apresentou diferença em suas taxas fotossintéticas associada a diferentes salinidades. Também ficou evidente que nas salinidades 10 e 25, ambas espécies apresentaram a mesma taxa fotossintética líquida. Os dados obtidos nos experimentos corroboram com as afirmações de Gessner; Schramm (1971; apud Loureiro; Reis 2008) sobre a existência de valores ótimos de salinidade para a fotossíntese, respiração e o crescimento de cada espécie.

Devido a isso, as flutuações de salinidade reportadas por Marques (2009) durante os anos de 2005 a 2008, com destaque para os maiores valores de salinidade em superfície encontradas no ano de 2007, podem possivelmente explicar as variações da distribuição espacial e temporal da comunidade fitobentônica da lagoa, evidenciada principalmente, pelo aumento da distribuição das espécies *P. subtilissima* e do grupo das clorófitas talófitas na lagoa. Segundo Loureiro; Reis (2008), a ocorrência de um ecótipo de *P. subtilissima* na Lagoa Rodrigo de Freitas, poderia ser explicada pela sua maior produtividade na salinidade 15. E a ausência de diferença significativa na produtividade de *U. flexuosa* e de *C. vagabunda*

entre as salinidades de 10 e 25, mostra a tolerância destas espécies as variações de salinidade, já que são classificadas como espécies oportunistas e de rápida recuperação quando expostas à situações estressantes (Wiencke et al., 1992).

Na Baía da Flórida (EUA), práticas de gestão e controle da entrada de água doce no sistema resultaram no decréscimo do crescimento e da distribuição de *Thalassia testudinum*. Em pontos onde ocorreram reduções drásticas de salinidade, ocorreu a substituição de *T. testudinum* por *Halodule wrightii* espécie dominante na área (Lirman; Cropper 2003).

A eutrofização, causada pelo grande aporte de nutrientes tem levado a diminuição da população mundial de macrófitas (McGlathery, 2001), pois em decorrência desse enriquecimento têm se observado o aumento de florações maciças e persistentes de macroalgas, que substituem as macrófitas como autótrofos bentônicos em águas costeiras enriquecidas (Kentula; DeWitt, 2003).

Fatores como a penetração de luz (e os que a afetem, como a turbidez), salinidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e de compostos fitotóxicos (particularmente sulfetos) podem influenciar a distribuição de todos os grupos de organismos fitobentônicos avaliados (Sorokin et al., 2006). A maior parte destes fatores é direta ou indiretamente relacionada ao processo de eutrofização, que é amplamente reconhecido na lagoa Rodrigo de Freitas (Lacerda; Gonçalves, 2001, Loureiro et al., 2009).

Quadro VI: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Fevereiro de 2009 (coleta 3) e percentual de distribuição na lagoa. (Legenda: 1 = presente e 0 = ausente).

Espécie	Estação	A1	A2	A3	A6	A6'	A8	A11	B1	B2	B3	B5	A4	A5	A7	A9	A10	B4	B6	B7	Distribuição (%)
Clorófitas talófitas		0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	28
<i>Ulva clathrata</i>																					
<i>Ulva flexuosa</i>																					
Clorófitas filamentosas		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	22
<i>Chaetomorpha brachygonia</i>																					
<i>Cladophora vagabunda</i>																					
<i>Rhizoclonium riparium</i>																					
<i>Polysiphonia subtilissima</i>		0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	50
<i>Ruppia maritima</i>		0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	56

Alterações na distribuição e biomassa de macroalgas e macrófitas aquáticas foram reportadas também em outras áreas do mundo, com o no estudo de Caliceti et al (2002) indicando que a partir da década de 60, a lagoa de Veneza (Itália), antes amplamente povoada

por gramas marinhas, começou a ser afetada pelo crescimento anormal de espécies nitrofílicas (principalmente *Ulva rigida*), o que causou mudanças na estrutura da fauna bentônica e alterações na ciclagem de nutrientes. A proliferação da alga foi tamanha que foi necessária à utilização de alternativas para contenção da proliferação anormal da alga, sendo implementadas técnicas de utilização da biomassa algal na fabricação de papel, na agricultura e na produção de biogás, revertendo-se o quadro na década de 90. Desde então, é observada uma nova tendência para lagoa, com forte redução da biomassa de *U. rigida* e recolonização das áreas por espécies de gramas marinhas nativas e outras algas.

Quadro VII: Composição de algas da Lagoa Rodrigo de Freitas por estação em Fevereiro e Julho de 2007 e percentual de distribuição na lagoa. (fonte Araujo, 2008). (Legenda: 1 = presente e 0 = ausente)

Espécie	Estação	A1	A2	A3	A6	A6'	A8	A11	B1	B2	B3	B5	A4	A5	A7	A9	A10	B4	B6	B7	Distribuição (%)
Clorófitas talófitas		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Ulva clathrata</i>																					
<i>Ulva flexuosa</i>																					
Clorófitas filamentosas		0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	39
<i>Chaetomorpha brachygonia</i>																					
<i>Cladophora vagabunda</i>																					
<i>Rhizoclonium riparium</i>																					
<i>Polysiphonia subtilissima</i>		0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	33
<i>Ruppia maritima</i>		1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	72

No caso da Lagoa Rodrigo de Freitas, devido à pretensão do governo do Estado do Rio de Janeiro de alargar a entrada do Canal do Jardim de Alah, que é a ligação da laguna com o mar, poderá ocorrer uma grande alteração na comunidade fitobentônica da lagoa, pois conseqüentemente a lagoa receberá um maior aporte de água marinha (COPPE, 2006), que certamente modificará a dinâmica do ambiente. O alargamento do canal mudará o padrão atual da salinidade da Lagoa Rodrigo de Freitas alterando conseqüentemente a dinâmica das populações de algas, o que pode ser exemplificado pelas duas espécies mais representativas de algas desta laguna, *C. vagabunda* e *P. subtilissima*, que mostraram uma redução na produtividade líquida quando expostas a uma salinidade maior (Loureiro & Reis, 2008).

É importante ressaltar que a manutenção da tendência de aumento de distribuição das espécies de clorófitas, da rodófitas e da macrófitas na lagoa (sem a freqüente remoção destas pela Prefeitura) poderá aumentar o potencial das espécies como biomonitoras.

6.2 - Distribuição espacial dos metais

As médias, medianas, máximos e mínimos de concentração dos metais no fitobentos por campanha de amostragem são mostrados nos quadros (VIII, IX, X e XI).

Na primeira campanha, o grupo das clorófitas filamentosas obteve na estação A10 localizada na porção NW da lagoa os maiores concentrações de Zn, Pb, Al e Cu. No caso do Co, Mn e Hg foram obtidas as maiores concentrações na estação A11, localizada também na mesma área citada acima. Uma provável explicação para as elevadas concentrações encontradas nessa região da lagoa, seria o despejo de rejeitos da última dragagem efetuada na lagoa no ano de 2007, disponibilizando na coluna d'água elementos tanto de origem predominantemente antrópica quanto de origem predominantemente naturais na área da lagoa. Entretanto, esta possibilidade não exclui possíveis contribuições de aportes das galerias de água pluvial e de fonte fluvial na mesma região.

Quadro VIII: Mediana, média, máximo e mínimo das concentrações de metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) para o grupo das clorófitas filamentosas durante as amostragens.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	48	9	1	199	226	1025	10	0,04
Média	68	9	1	212	234	970	10	0,04
Máximo	182	15	1	365	380	1242	16	0,048
Mínimo	16	4	1	125	140	666	3	0,027
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	49	4	2	629	467	416	6	0,04
Média	60	6	2	873	464	540	8	0,04
Máximo	113	9	3	2182	1258	1318	16	0,072
Mínimos	28	3	1	235	27	97	3	0,012
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	46	4	2	630	467	417	6	-
Média	38	7	16	156	353	1240	5	0,028
Máximo	64	11	31	187	773	1615	7	0,039
Mínimo	19	5	2	125	46	625	3	0,017

Na segunda campanha, para o mesmo grupo foram obtidas as maiores concentrações de Mn, Co e Fe na estação B2, numa área impactada tanto pela dragagem quanto pela

presença de galerias de água pluvial e esgoto. Para o Mn foram desconsideradas as amostras cujos valores encontrados foram abaixo do LD (estações B3 e B6), devido a possível ocorrência de erro analítico ou a utilização de massa insuficiente para a análise. Já para Zn, Pb e Hg não foi evidenciada a ocorrência de uma estação característica para o maior ou menor valor obtido.

A terceira campanha é marcada por uma redução da amostragem do grupo na lagoa. Esta redução é provavelmente decorrente do processo de remoção semanal da macrófita *R. maritima* (com a qual o grupo se encontra associado na maioria das vezes) que tem sido realizado com maior frequência pela prefeitura, devido a implementação do projeto ambiental Lagoa Limpa (EBX), com o intuito de melhorar a qualidade ambiental da lagoa. Apesar dessa redução na distribuição espacial é importante ressaltar que nesta campanha são encontrados os valores mais expressivos de Al do grupo e as maiores concentrações de Zn, Pb, Co, Al e Cu na estação A6 situada na porção SE da lagoa.

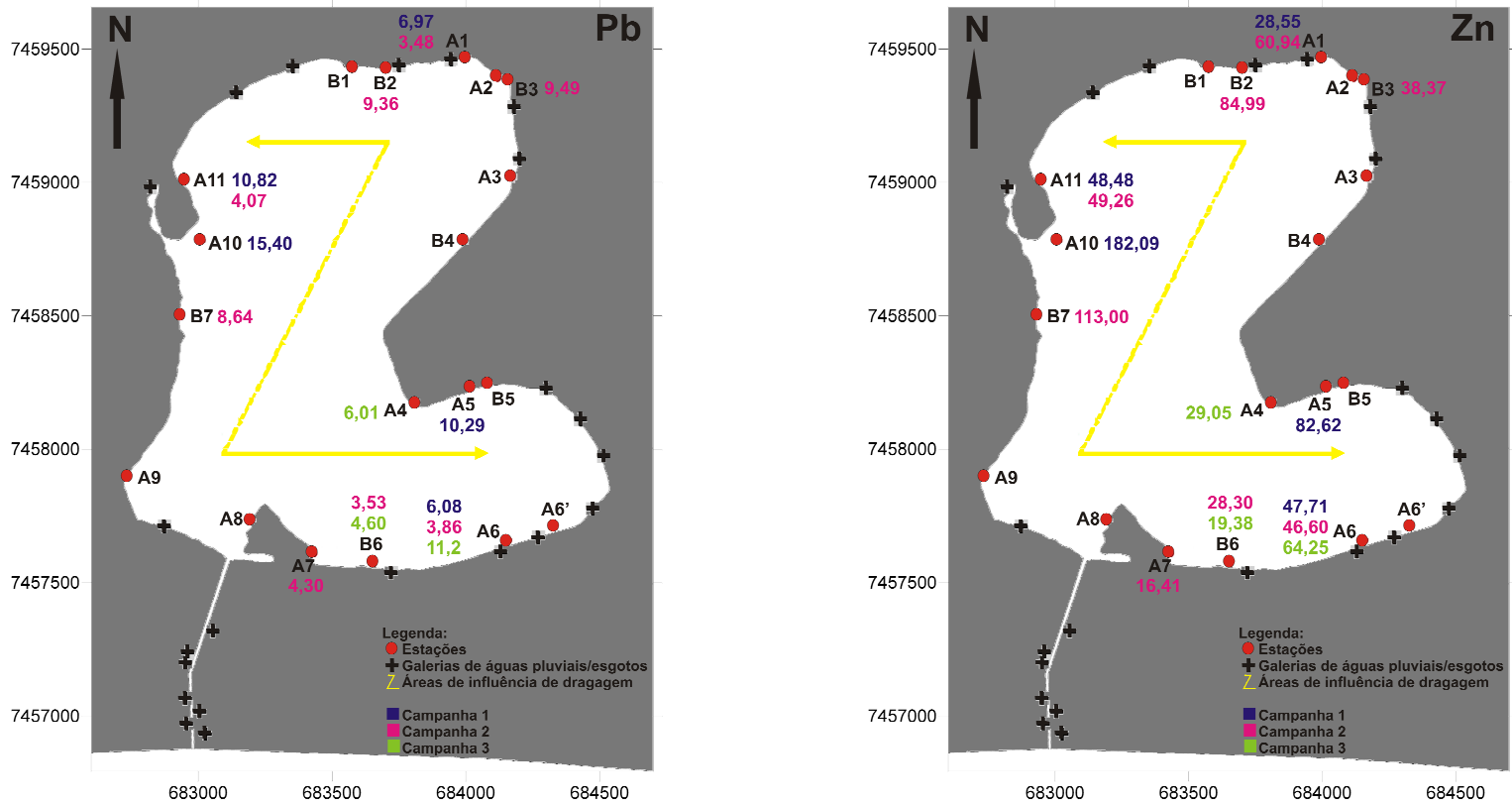


Figura 20: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) nas clorófitas filamentosas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (→) zona de descarte do material da dragagem.

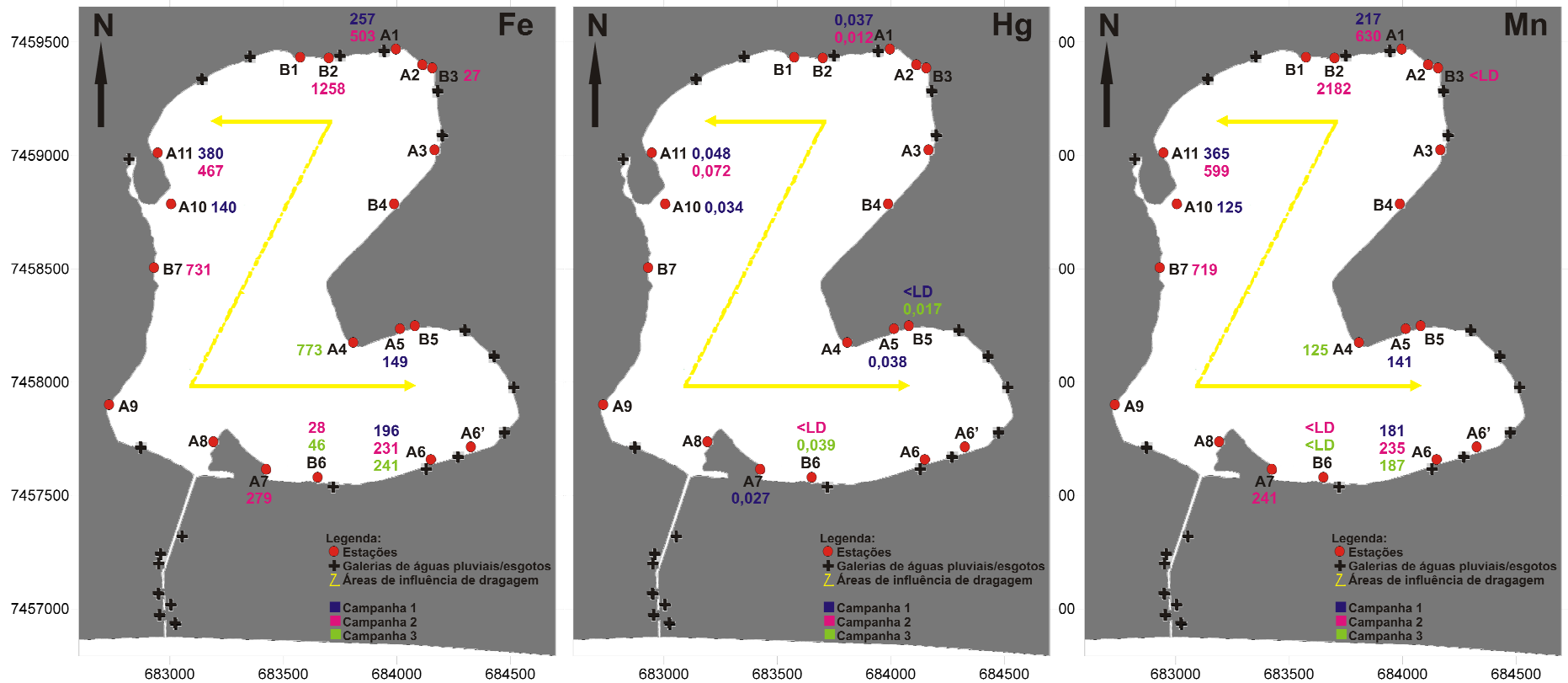


Figura 21: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) nas clorófitas filamentosas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—) zona de descarte do material da dragagem.

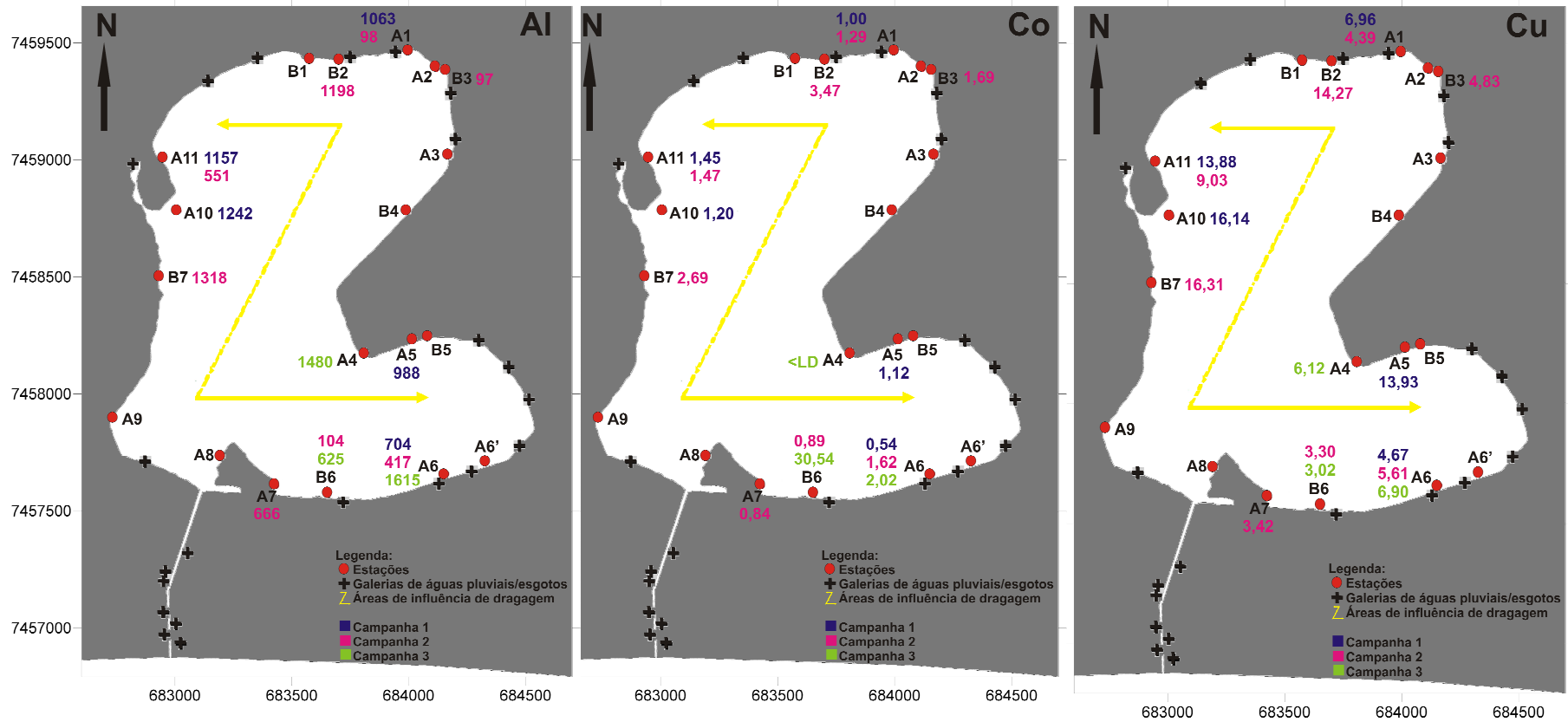


Figura 22: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) nas clorófitas filamentosas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—>) zona de descarte do material da dragagem.

Para as Clorófitas talófitas, grupo que durante todo o período amostral não apresentou uma série temporal completa (ver anexos – Quadro 2), baseando-se nas medianas, as concentrações de Al>Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Co.

Quadro IX: Mediana, média, máximo e mínimo das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para o grupo das clorófitas talófitas durante as amostragens.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-B5	55	7	1	131	195	1299	11	na
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	27	6	1	302	527	274	7	na
Média	23	6	2	604	608	276	6	na
Máximo	34	12	3	1801	1349	409	9	na
Mínimo	6	3	1	9	28	148	3	na
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	30	5	0	155	106	1035	5	na
Média	38	5	0	174	308	892	7	0,03
Máximo	64	7	1	356	952	1295	16	0,03
Mínimo	26	3	0	31	64	201	3	na

Sendo destacada a ocorrência das concentrações mais elevadas tanto em áreas marcadas pela contribuição das galerias de água pluvial e esgoto (B2 e A2) ou sem contribuição aparente (A4 e B7). Uma provável explicação para isto seria a atuação de outras fontes de disponibilização dos metais, como ressuspensão de sedimentos de fundo ou simples influência da circulação da coluna d' água, ou ainda atuação de forçantes físicas e físico-químicas sobre a disponibilidade dos metais, pois como destacado por Phillips; Rainbow (1994) as concentrações encontradas nos organismos são registros integrados da assimilação dos metais ao longo de um determinado período de tempo, indicando a biodisponibilidade recente do metal, resumindo todas fontes específicas do metal para o organismo.

Cabe ressaltar que o grupo das clorófitas talófitas quando comparado aos demais componentes do fitobentos, apresentou a menor e a maior concentração de Mn consideradas no estudo (que variou de 9 a 1801 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Já o Hg, foi analisado apenas na amostra coletada na estação A10 devido à baixa massa amostral do grupo, apresentando o valor de 0,03 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

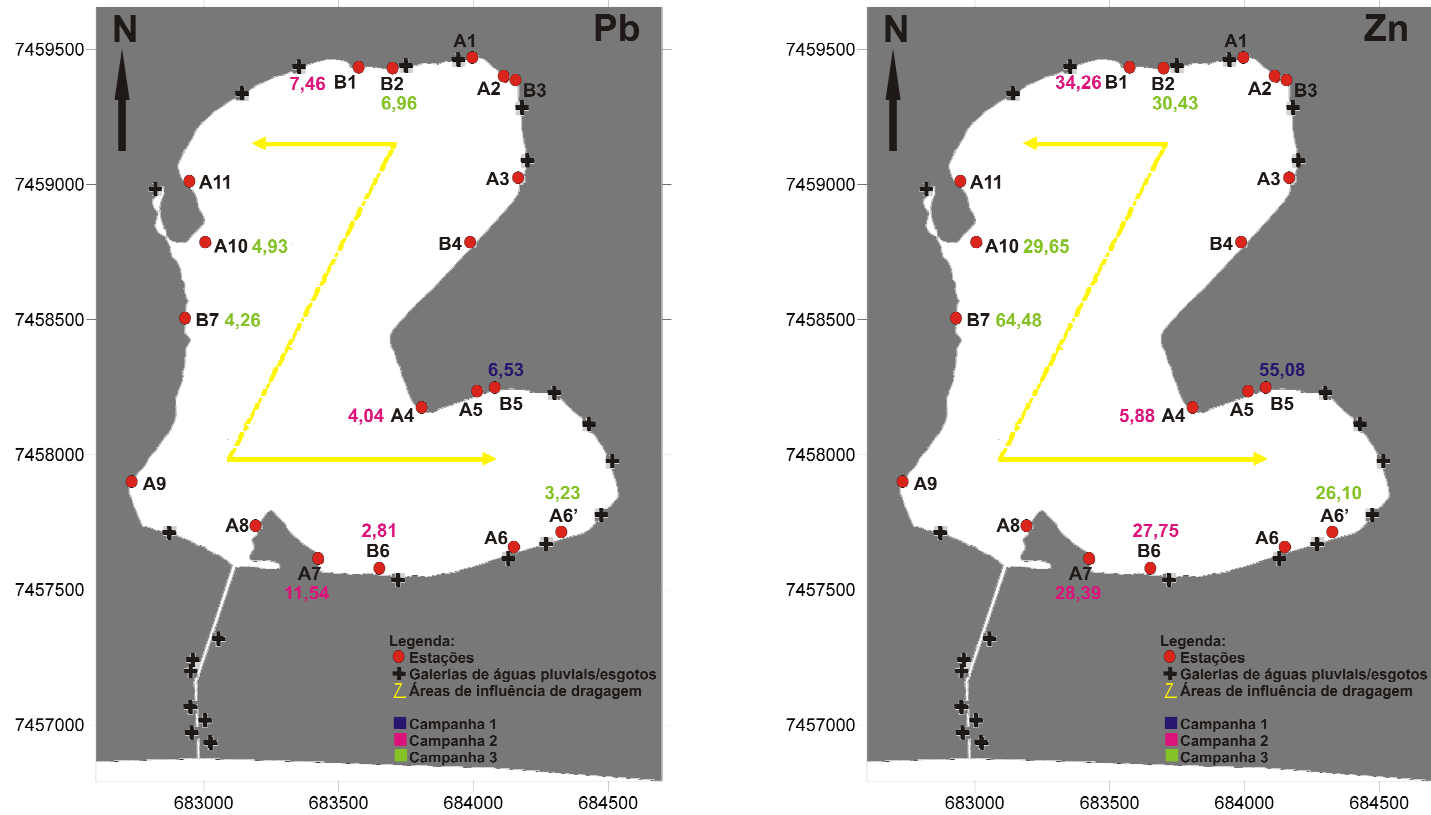


Figura 23: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) nas clorófitas talófitas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—>) zona de descarte do material da dragagem.

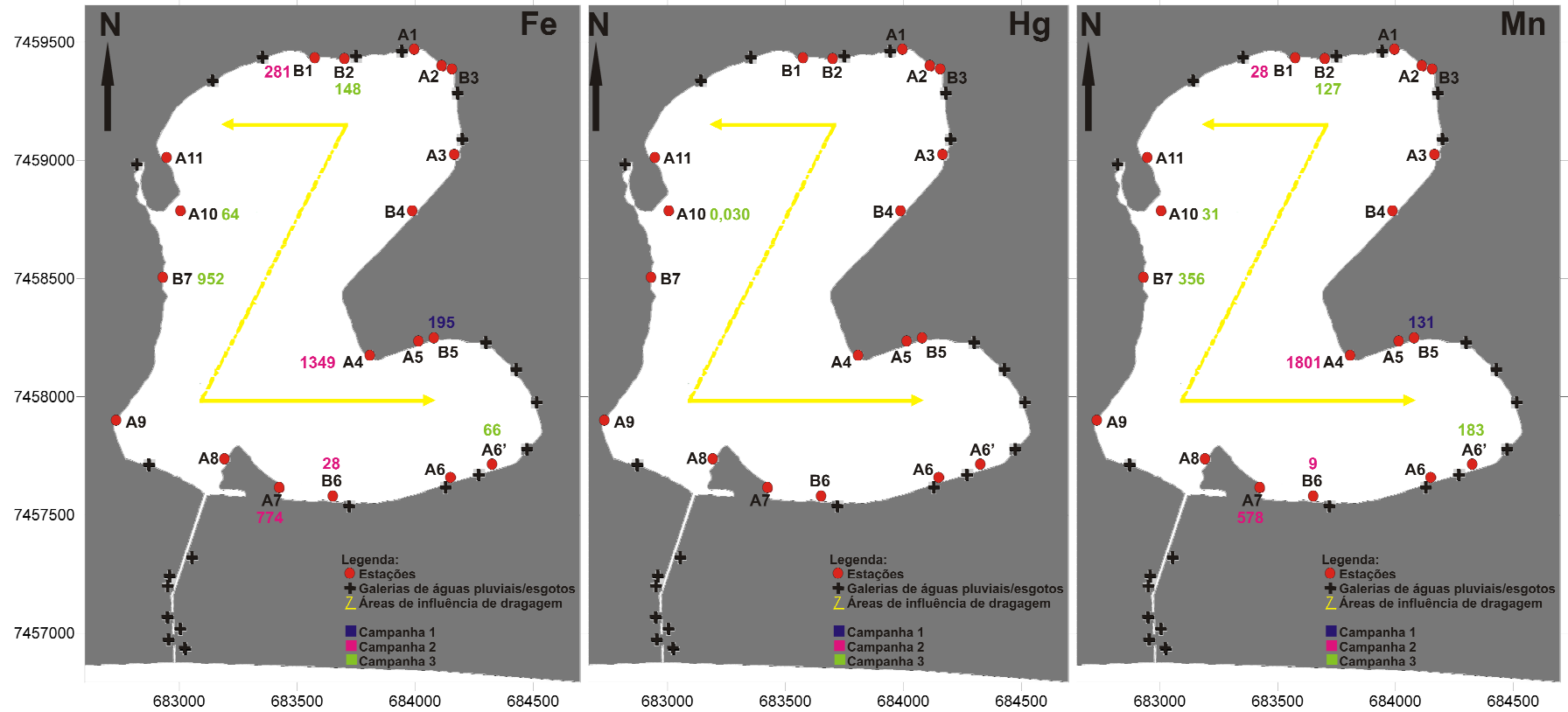


Figura 24: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) nas clorófitas talófitas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—) zona de descarte do material da dragagem.

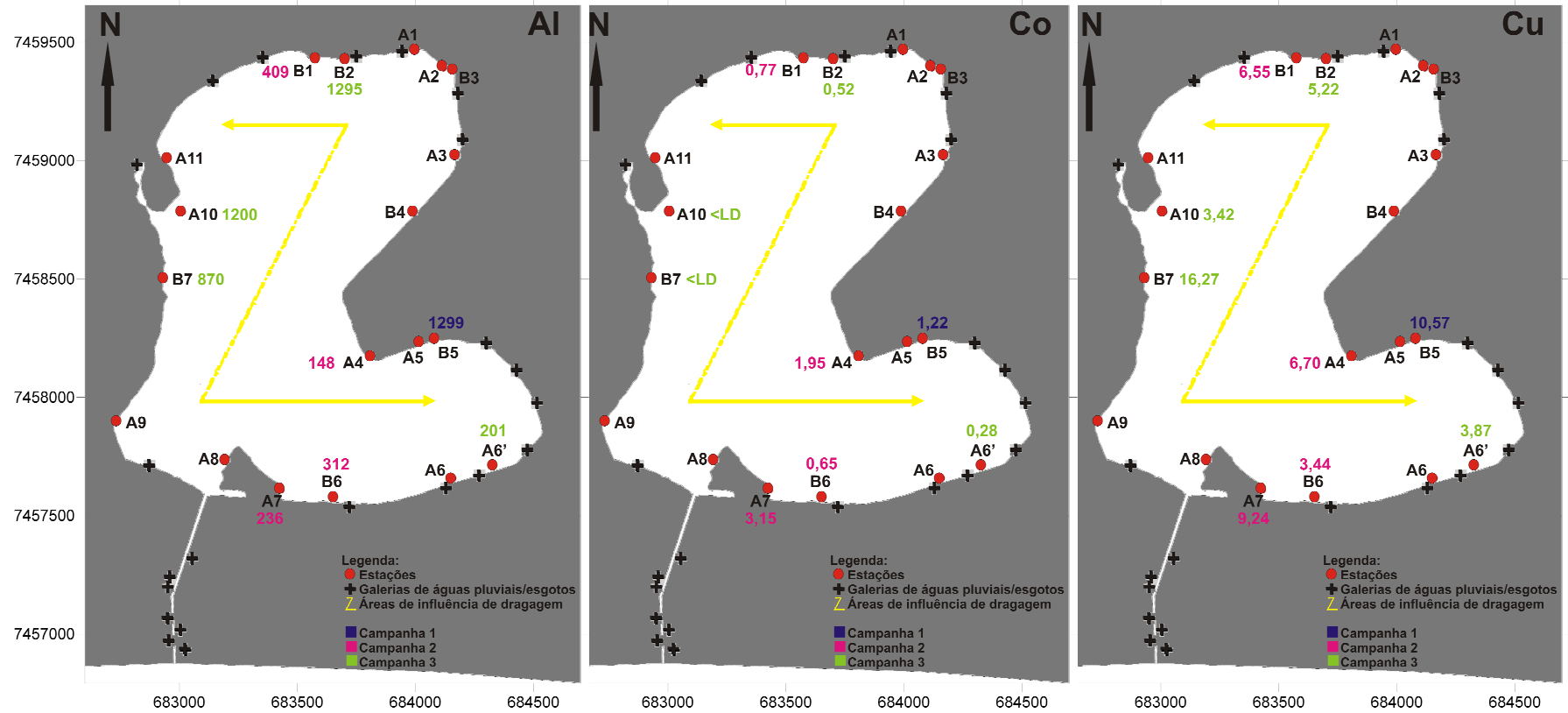


Figura 25: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) nas clorófitas talófitas durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—) zona de descarte do material da dragagem.

Na primeira campanha de amostragem a rodófito *P. subtilissima* obteve as maiores concentrações de Zn, Co e Mn na estação A4 (área fora da influência direta das galerias de água pluvial e esgoto). A maior concentração de Fe foi obtida na estação B5, localizada na porção SE da lagoa numa área de grande concentração de galerias de água pluvial e esgoto. No caso do Pb e do Hg foram obtidas as maiores concentrações na estação B4, localizada na porção NE da lagoa, entretanto numa área sem fonte pontual de contaminação. Já o Cu e o Al apresentaram com maiores concentrações na estação B1 localizada próximo a galerias de água pluvial na porção N da lagoa.

Quadro X: Mediana, média, máximo e mínimo das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para *P. subtilissima* durante as amostragens.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	122	15	2	127	423	2060	16	0,07
Média	138	14	3	230	585	1989	17	0,07
Máximo	224	16	5	619	1425	2234	20	0,1
Mínimo	82	8	2	47	69	1602	14	0,04
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	128	8	2	514	475	649	10	0,04
Média	135	8	2	574	513	867	9	0,03
Máximo	252	17	4	1261	1060	3058	15	0,06
Mínimo	85	3	2	75	99	304	5	0,01
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	74	10	1	309	296	1662	11	0,07
Média	76	12	1	318	472	2179	10	0,09
Máximo	120	21	2	597	1601	5195	14	0,18
Mínimo	32	7	1	174	210	714	5	0,05

As concentrações dos metais na segunda campanha as concentrações mais elevadas de Zn, Al e Cu foram encontradas na estação A9 (SW da lagoa). No caso do Co, Mn e Fe os valores mais elevados foram encontrados na estação B1. Já o Hg teve seu maior valor na estação B6 a maior concentração.

Na terceira amostragem foram encontrados os maiores valores de Pb, Al e Cu na estação B6 na porção SW da lagoa. Já para os outros metais não foi encontrada uma estação característica para os maiores valores obtidos, sendo a variação destes.

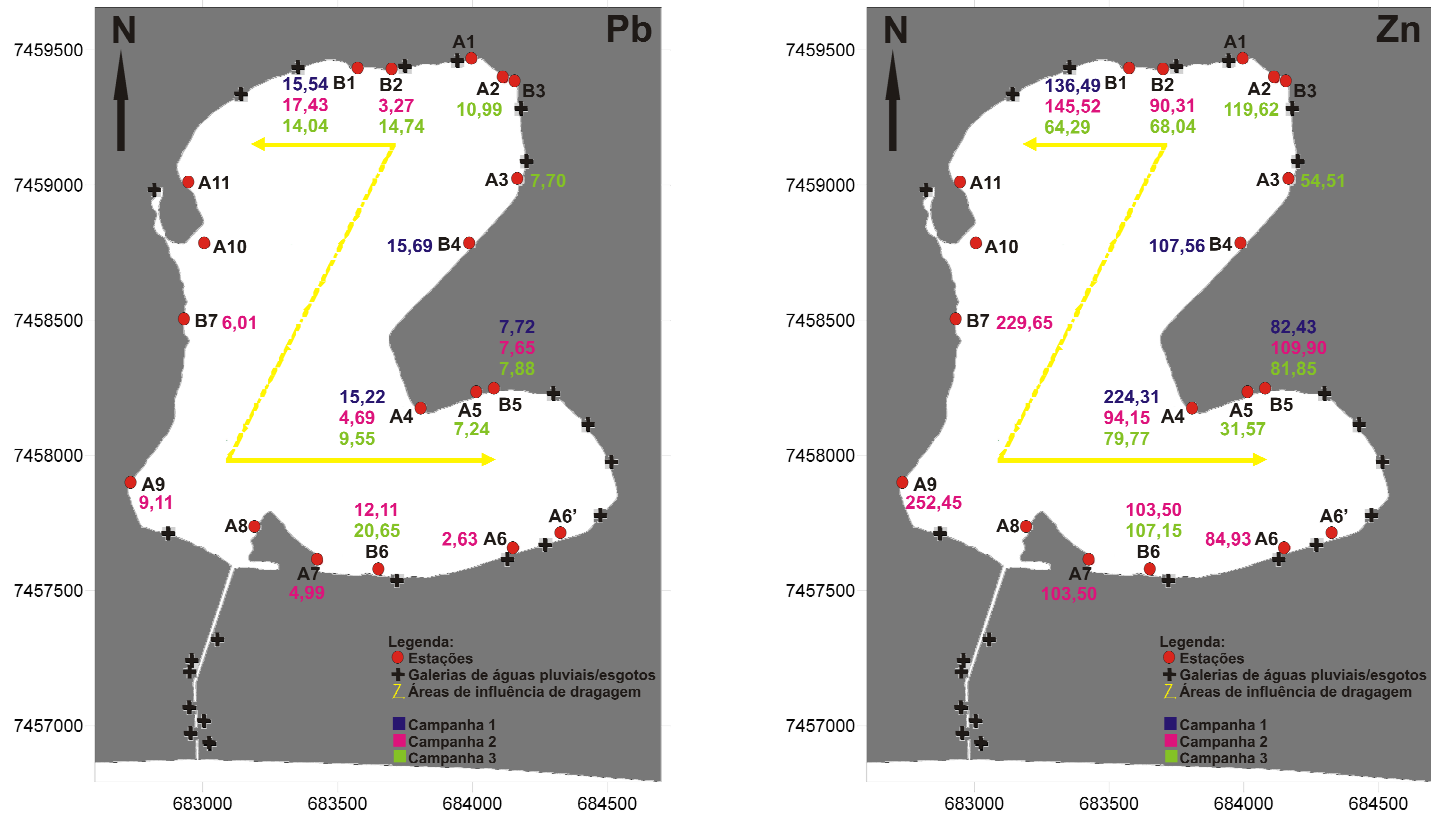


Figura 26: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) em *P. subtilissima* durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (→) zona de descarte do material da dragagem.

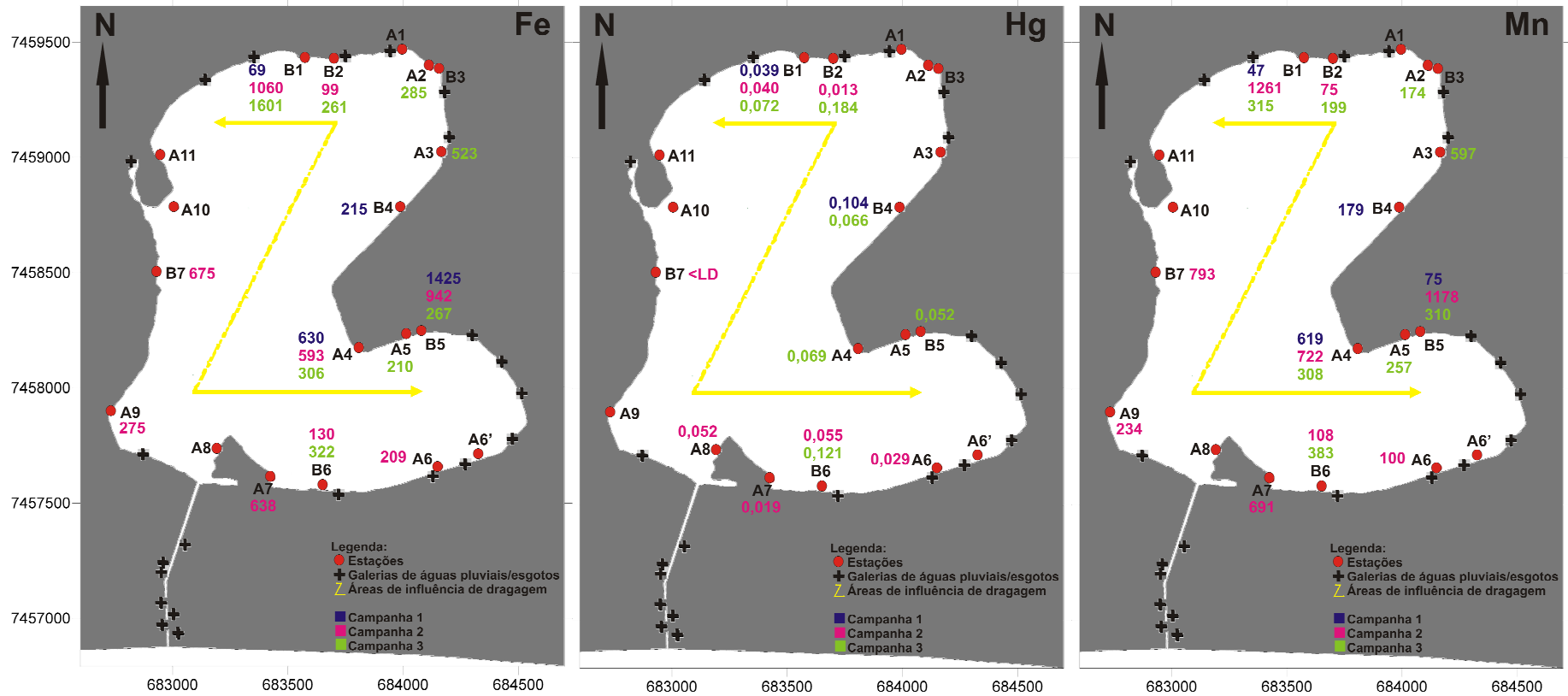


Figura 27: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) em *P. subtilissima* durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (→) zona de descarte do material da dragagem.

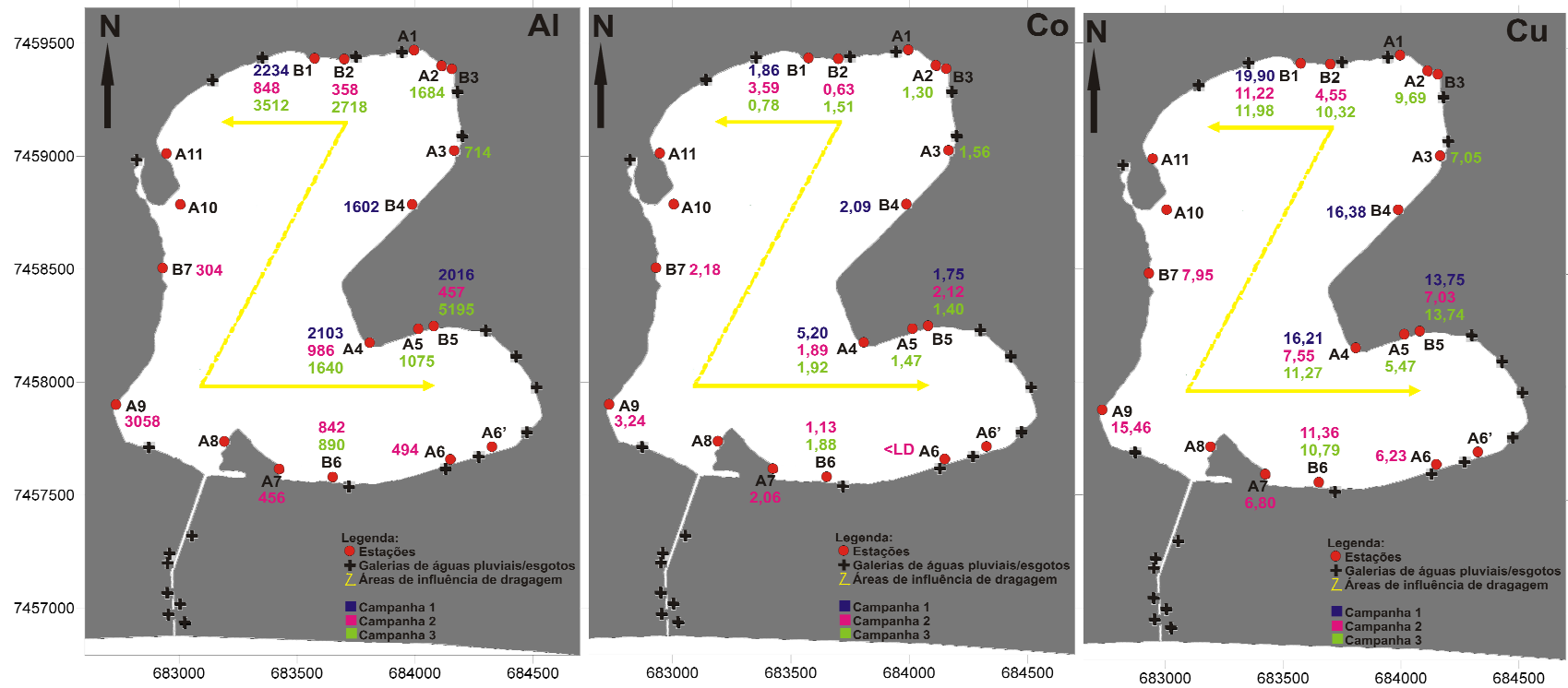


Figura 28: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) em *P. subtilissima* durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—>) zona de descarte do material da dragagem.

Para *R. maritima* na primeira campanha as maiores concentrações de Pb, Mn e Fe, foram encontradas as maiores concentrações na estação B1. No caso do Zn, Co, Hg e Al foram obtidas as maiores concentrações na porção SW da lagoa, nas estações A11 e A10 respectivamente. Já o Cu obteve sua maior concentração na estação A1, localizada na NE da lagoa afetada pela influência das galerias de água pluvial e esgoto.

Quadro XI: Mediana, média, máximos e mínimos das concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para *R. maritima* durante as amostragens.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	58	4	1	395	399	128	6	0,026
Média	60	4	1	428	424	134	5	0,03
Máximo	100	7	2	945	941	210	6	0,053
Mínimo	33	3	1	86	85	53	4	0,022
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	45	3	1	299	264	77	5	0,02
Média	52	3	1	436	380	78	5	0,02
Máximo	85	5	2	1205	929	103	6	0,03
Mínimo	31	2	1	203	173	56	4	0,017
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	40	5	1	529	553	263	4	0,023
Média	44	6	2	540	525	361	5	0,03
Máximo	78	12	5	1009	873	1041	7	0,04
Mínimo	28	3	1	120	128	91	3	0,018

Na segunda campanha, as concentrações de Zn, Co, Mn, Fe, e Al as maiores concentrações foram encontradas no ponto A11. As maiores concentrações de Cu e o Hg foram encontradas no ponto A3. O Pb foi o único metal que não seguiu uma tendência de acumulação igual a dos outros metais, sendo encontrada a maior concentração no banco da macrófita localizado na estação A6 (porção SE da lagoa).

Na terceira campanha a maior concentrações de Al foi encontrada na estação B4. Para o Cu e o Pb as maiores concentrações foram encontradas na estação B1. No caso do Zn e do Mn e do Co, Fe e Hg as maiores concentrações foram encontradas na porção SW da lagoa, nas estações A11 e A10 respectivamente.

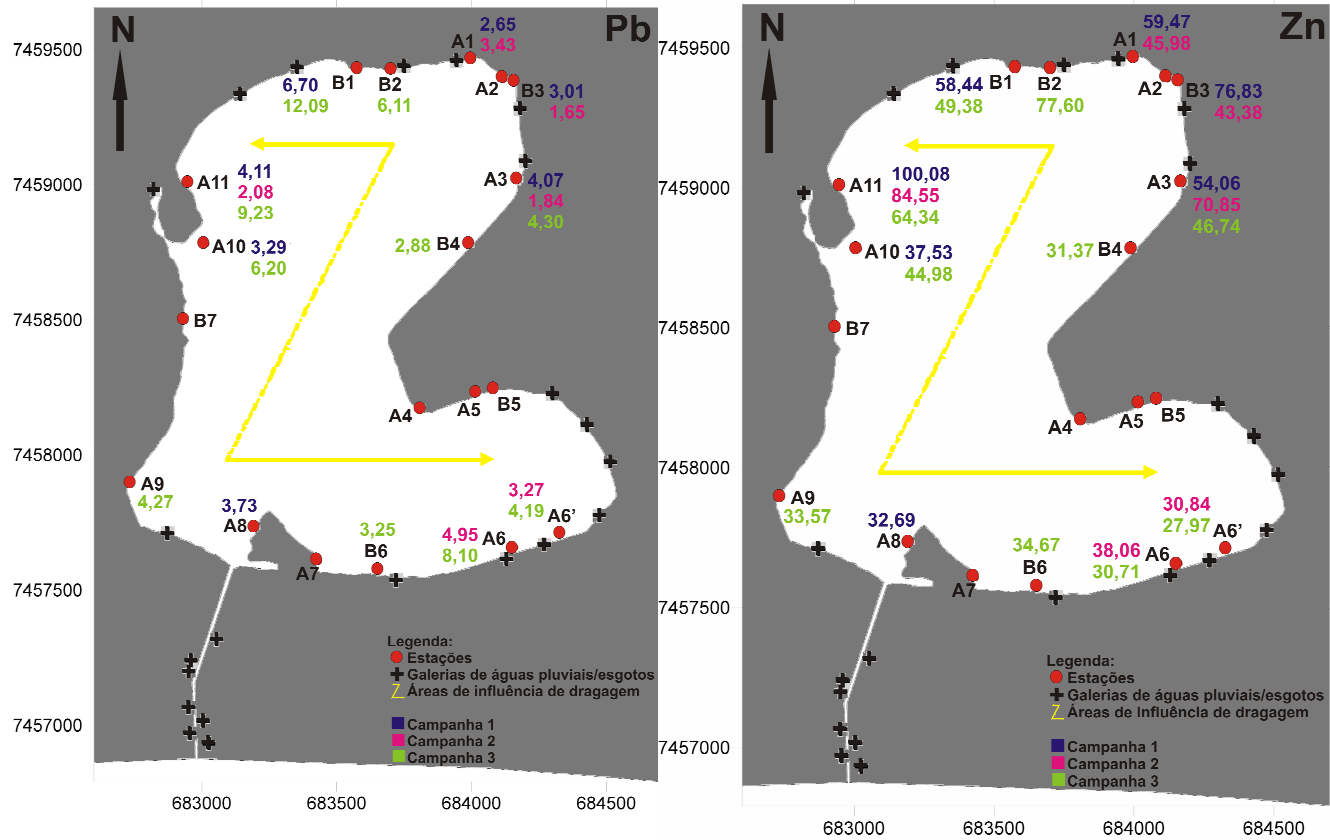


Figura 29: Mapas de variação espacial e temporal de Pb (a) e Zn (b) em *R. maritima* durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (→) zona de descarte do material da dragagem.

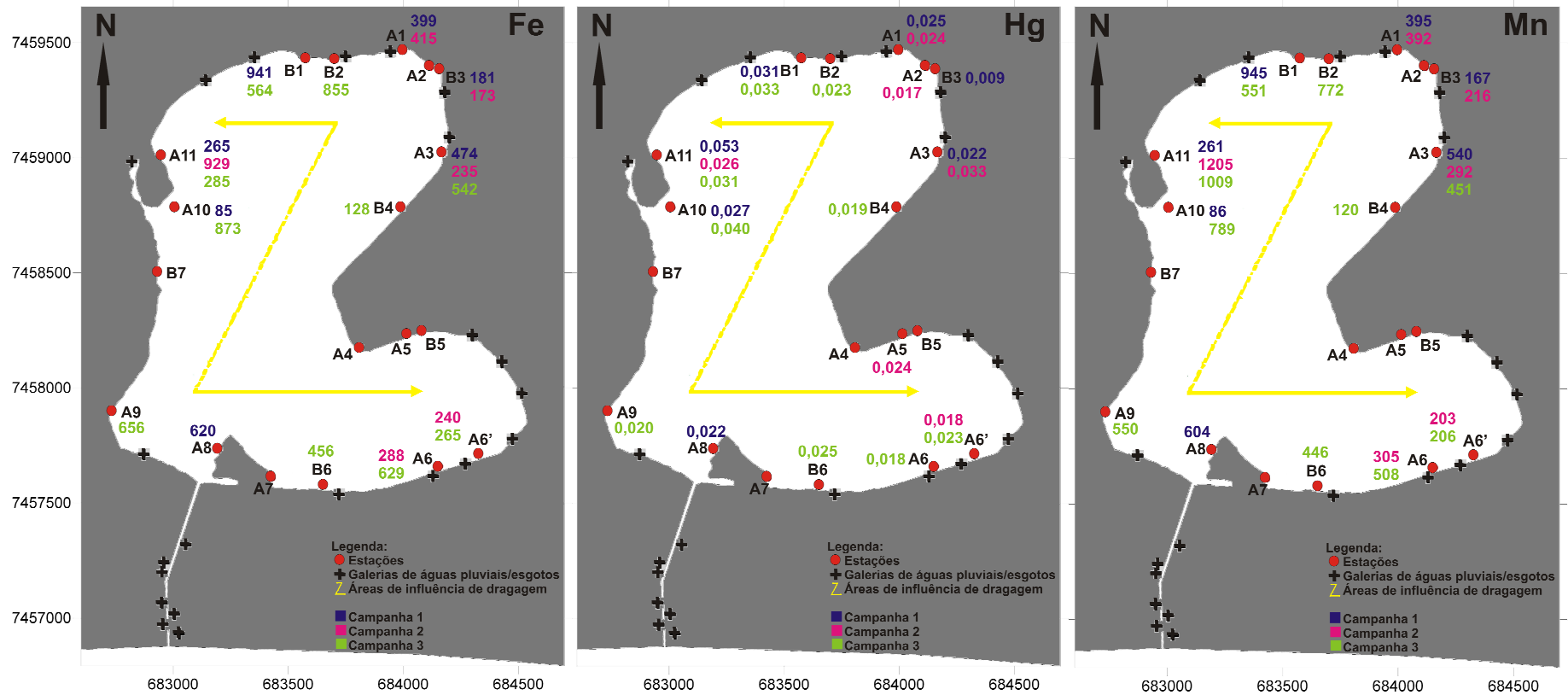


Figura 30: Mapas de variação espacial e temporal de Fe (a), Hg (b) e Mn (c) em *R. maritima* durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. . Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (—>) zona de descarte do material da dragagem.

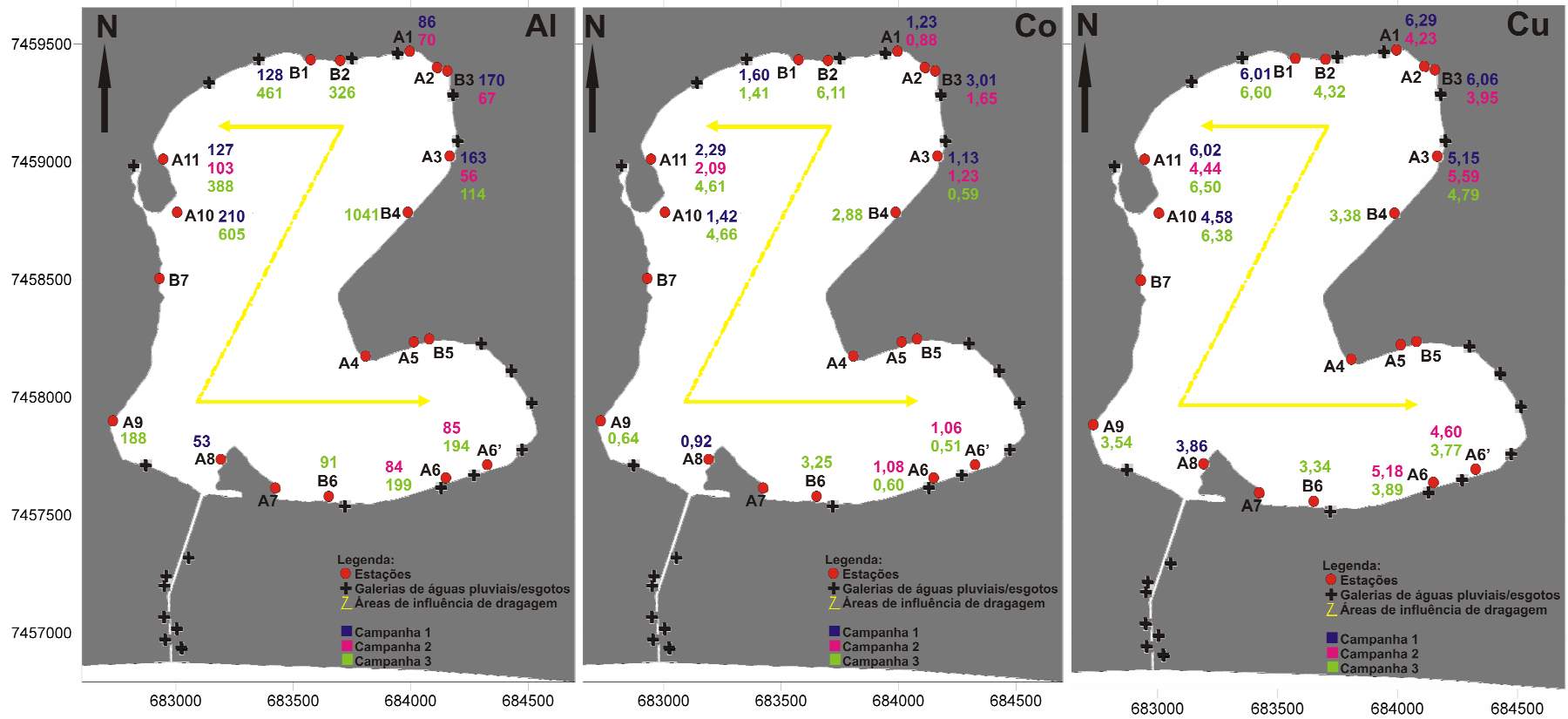


Figura 31: Mapas de variação espacial e temporal de Al (a), Co (b) e Cu (c) em *R. maritima* durante as campanhas: 1 (Fev 2008), 2 (Jul 2008) e 3 (Fev 2009) e a localização das principais fontes de contaminação por metais: as galerias de água pluvial e esgoto. Trecho em que foi efetuada a dragagem de 2007 (---) raia de Remo e (→) zona de descarte do material da dragagem.

A partir da observação dos mapas de distribuição espacial dos metais (Figuras 20 a 31) para todos os grupos do fitobentos, percebe-se que de maneira geral, as maiores concentrações de Pb, Zn, Fe e Mn foram obtidas na porção Norte da Lagoa Rodrigo de Freitas, enquanto o Al apresenta concentrações elevadas nas bordas centrais da lagoa, o que indica que este pode ser oriundo de lixiviação da bacia (Maciço da Tijuca). Já Cu, Co e Hg apresentam fontes difusas de entrada na lagoa, por isso não exibem uma tendência de maior concentração num local definido.

6.3 - Comparação com outros trabalhos

O quadro XII mostra valores de concentração de metais em diferentes organismos fitobentônicos encontrados em áreas contaminadas ou naturais do Brasil que foram utilizados nas comparações efetuadas abaixo.

Os resultados obtidos na macrófita aquática *R. maritima* quando comparados aos do primeiro estudo efetuado por Rezende et al (1991), realizado com a mesma espécie na Lagoa Rodrigo de Freitas, mostram a redução das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn nos tecidos da macrófita.

A comparação dos resultados obtidos nas clorófitas talófitas *Ulva clathrata* e *Ulva flexuosa* da Lagoa Rodrigo de Freitas com os obtidos por Carvalho et al. (1991) em *Ulva fasciata* coletadas na Baía de Sepetiba e em Angra dos Reis, mostram que as clorófitas talófitas da lagoa possuem maiores concentrações de Cu e Zn. Entretanto quando comparadas as obtidas por Paradas; Amado-Filho (2007) em *U. flexuosa* e *U. fasciata* coletadas na Baía de Guanabara percebe-se que as clorófitas talófitas possuem concentrações inferiores de Cu, Pb e Zn. Já os resultados obtidos por Karez et al. (1994) em *U. fasciata* coletada também na Baía de Sepetiba, mostram que as clorófitas talófitas da lagoa possuem concentrações superiores de Cu e Pb.

Devido à escassez de estudos no Brasil com as espécies de macroalgas e a macrófita aquática encontradas na Lagoa Rodrigo de Freitas, foram efetuadas também comparações com diferentes espécies de macroalgas e macrófitas coletadas em áreas que apresentam valores naturais de contaminação por metais e áreas impactadas por atividades antrópicas em diversas regiões do mundo.

Em comparação com os resultados obtidos por Barwick; Maher (2003) em epífitas de *Zostera capricorni* do Estuário de Macquarie na Austrália, área impactada por esgoto doméstico e minas de carvão, percebe-se que as clorófitas filamentosas da Lagoa Rodrigo de Freitas apresentam concentrações de Cu, Pb e Zn superiores as reportadas. Já quando comparados aos resultados de Abdallah; Abdallah (2008) para a espécie de alga filamentosa *Enteromorpha compressa* da Baía de El- Mex e Eastern Harbour (área contaminada por metais Mar Mediterrâneo), e aos obtidos por Rodriguez et al (2006) em *Enteromorpha intestinalis* da Baía de La Paz no México (área influenciada por atividades de mineração, produção de petróleo e energia elétrica), percebe-se que as concentrações de metais nas Clorófitas filamentosas da lagoa estão na mesma ordem de grandeza das obtidas em outras regiões do mundo impactadas

Comparando os resultados encontrados em *Ulva lactuca* de outras regiões do mundo, como Eastern Harbour (Mar Mediterrâneo) percebe-se que o grupo das talófitas da Lagoa Rodrigo de Freitas, possui concentrações maiores de Mn. Já quando comparadas as concentrações de Hg obtidas por Camusso et al. (1998) em *Ulva rigida*, coletadas no rio Po na Itália, percebe-se que as clorófitas talófitas apresentam menores concentrações do metal em seus tecidos.

As concentrações de Zn encontradas na rodófitas *P. subtilissima* da Lagoa Rodrigo de Freitas são inferiores aos valores reportados por Riget et al.,1995 em *Fucus vesiculosus* em áreas não contaminadas. Quando comparada a rodófitas talófitas *Phyllophora antarctica* da Baía de Terra Nova (Antártica), região que apresenta valores naturais de concentração dos metais, percebe-se que *P. subtilissima* apresenta maiores concentrações Co, Cu, Mn, Pb e Zn . Em relação as concentrações de Hg reportados por Válega et al. (2006) em *Fucus sp.*, *Gracilaria sp.* e *Enteromorpha sp.*, coletadas numa região submetida a descargas contínuas de mercúrio de uma indústria de cloro-soda nos últimos 50 anos, percebe-se que a rodófitas da Lagoa Rodrigo de Freitas apresenta concentrações dentro da faixa de variação encontrada em Ría de Aveiro (Portugal).

Quando comparados resultados obtidos na macrófitas *R. marítima* com os obtidos em *Spartina marítima* e *Spartina densiflora* do Estuário Odiel e Rio Tinto (Cambrollé et al., 2008) na Espanha, uma área intensamente contaminada por As, Pb, Cu e Zn, percebe-se que *R. marítima* apresenta concentrações bastante inferiores as reportadas. Já quando comparados aos

resultados obtidos por Lewis et al. (2007) em *Thalassia testudinum* e *Halodule wrightii* coletadas em áreas impactadas por lançamento de esgoto doméstico e atividades portuárias do Golfo do México, percebe-se que *R. maritima* apresenta maiores concentrações de Pb e Zn. Em comparação aos resultados obtidos por Barwick; Maher (2003) e de Prange; Dennison (2000) em *Zostera capricorni*, coletadas em áreas impactadas da Austrália, percebe-se que *R. maritima* possui concentrações inferiores de Cu, Al e Fe e superiores de Zn e Pb.

Quadro XII: Comparação dos valores de concentração dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) com outros trabalhos no Brasil.

Macrófitas	Área de estudo	Espécies	Al	Co	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Rezende et al., 1991	Lagoa Rodrigo de Freitas	<i>R. maritima</i>			15	1167		657	5	232
Presente estudo	Lagoa Rodrigo de Freitas	<i>R. maritima</i>	53 - 1041	0,5 - 5	3 - 7	85 - 929	0,017 - 0,053	86 - 1205	2 - 12	28 - 100
Clorófitas										
Carvalho et al., 1991	Angra dos Reis	<i>U. fasciata</i>								6,4
	Baía de Sepetiba	<i>U. fasciata</i>			3					
Paradas; Amado Filho, 2007	Baía de Guanabara	<i>U. flexuosa</i> e <i>U. fasciata</i>			17 - 152				8 - 28	27 - 174
Karez et al., 1994	Baía de Sepetiba	<i>U. fasciata</i>			4				3,6	42,7
Presente estudo	Lagoa Rodrigo de Freitas	Clorófitas filamentosas <i>C. brachygonia</i> <i>C. vagabunda</i> <i>R. riparium</i>	97 - 1615	0,5 - 30	3 - 16	28 - 1258	<LD - 0,072	<LD - 2182	3 - 15	16 - 182
Presente estudo	Lagoa Rodrigo de Freitas	Clorófitas talófitas	148 - 1299	0,3 - 3	3 - 16	28 - 1349	0,03	9 - 1801	3 - 11	6 - 64
Rodófitas										
Presente estudo	Lagoa Rodrigo de Freitas	<i>P. subtilissima</i>	304 - 5195	<LD - 5	4 - 20	69 - 1601	<LD - 0,104	47 - 1261	3 - 21	54 - 252

6.4 - Comparação entre as variações temporais dos metais

A partir da comparação das amostras de clorófitas filamentosas das campanhas 1, 2 e 3 é observada a tendência de elevação das concentrações de Mn e redução das concentrações de Pb e Al na segunda campanha (inverno). Observa-se também que as concentrações de Al>Mn>Fe>Zn>Cu>Pb>Co>Hg.

Para *R. maritima* a variação temporal dos metais por estação não apresenta tendência única de aumento ou redução, sendo observada de maneira geral a tendência de redução de Al na segunda campanha e elevação das concentrações de Fe Pb na terceira campanha. Para a macrófita as concentrações de Mn>Fe>Al>Zn>Cu>Pb>Co>Hg.

Quadro XIII: Variação temporal das concentrações dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para as clorófitas filamentosas.

Coleta- Estação	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-A1	29	7	1	217	257	1063	7	0,34
C2-A1	61	3	1	630	503	98	4	0,12
C1-A6	48	6	1	181	196	704	5	0,81
C2-A6	47	4	2	235	231	417	6	0,25
C3-A6	64	11	2	187	241	1615	7	<LD
C1-A11	48	11	1	365	380	1157	14	<LD
C2-A11	49	4	1	599	467	551	9	0,29

Na rodófito *P. subtilissima* foi observada a tendência de redução das concentrações de Al e Cu na segunda campanha, seguido pelo aumento das concentrações na campanha seguinte. Já o Mn exibiu uma tendência de elevação de concentração durante a segunda campanha nos pontos A4, B1 e B5. Para a rodófito as concentrações de Al>Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Co>Hg.

A abundância relativa dos elementos Fe> Zn> Cu também é reportada em outros trabalhos como o de Caliceti et al. (2002) e Ganesan et al. (1991).

Quadro XIV: Variação temporal das concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) para *R. maritima*.

Coleta- Estação	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-A1	59	3	1	395	399	86	6	0,025
C2-A1	46	3	1	392	415	70	4	0,024
C1-A3	54	4	1	540	474	163	5	0,022
C2-A3	71	2	1	292	235	56	6	0,033
C3-A3	47	4	1	451	542	114	5	na
C2-A6	38	5	1	305	288	84	5	na
C3-A6	31	8	1	508	629	199	4	0,018
C2-A6'	31	3	1	203	240	85	5	0,018
C3-A6'	28	4	1	206	265	194	4	0,023
C1-A10	38	3	1	86	85	210	5	0,027
C3-A10	45	6	5	789	873	605	6	S
C1-A11	100	4	2	261	265	127	6	0,053
C2-A11	85	2	2	1205	929	103	4	0,026
C3-A11	64	9	5	1009	285	388	7	0,031
C1-B1	58	7	2	945	941	128	6	0,031
C3-B1	49	12	1	551	564	461	7	0,033
C1-B3	77	3	1	167	181	170	6	0,009
C2-B3	43	2	1	216	173	67	4	na

Uma elevada concentração de Fe, Mn e Zn nos tecidos das algas e da macrófita já eram esperados, pois estes elementos desempenham um importante papel como ativadores enzimáticos envolvidos na glicólise e ciclo de Krebs. (Rezende et al., 1991; Bowen 1979 apud Carvalho et al., 1991).

As concentrações de diferentes elementos em um organismo podem variar com a estação do ano, independentemente da concentração do mesmo no ambiente, indicando que outros parâmetros além da biodisponibilidade do metal no meio podem ser responsáveis pelas variações temporais dos metais nos organismos, como exemplo, a diluição de certos elementos durante períodos de máximo crescimento de um organismo reportadas por Phillippe (1977 apud Villares

et al., 2002) e acumulação de diversos metais no período de verão reportadas por Catsiki; Papathanassiou (1993) em *Ulva lactuca*, explicadas pelas elevadas taxas de fotossíntese e respiração da alga durante a estação. Outros estudos relacionam também variações sazonais de concentrações de metais em macroalgas ao aumento das concentrações dos metais na água durante os períodos chuvosos, devido ao aumento dos inputs terrígenos. (Vilares et al., 2002).

Quadro XV: Variação temporal das concentrações dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) para *P. subtilissima*.

Coleta- Estação	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-A4	224	15	5	619	630	2103	16	-
C2-A4	94	5	2	722	593	986	8	-
C3-A4	80	10	2	308	306	1640	11	0,069
C1-B1	136	16	2	47	69	2234	20	0,039
C2-B1	146	17	4	1261	1060	848	11	0,04
C3-B1	64	14	1	315	1601	3512	12	0,072
C2-B2	90	3	1	75	99	358	5	0,013
C3-B2	68	101	2	199	261	2718	10	0,184
C1-B5	82	8	2	75	1425	2016	14	-
C2-B5	110	8	2	1178	942	457	7	-
C3-B5	82	8	1	383	322	890	11	0,052

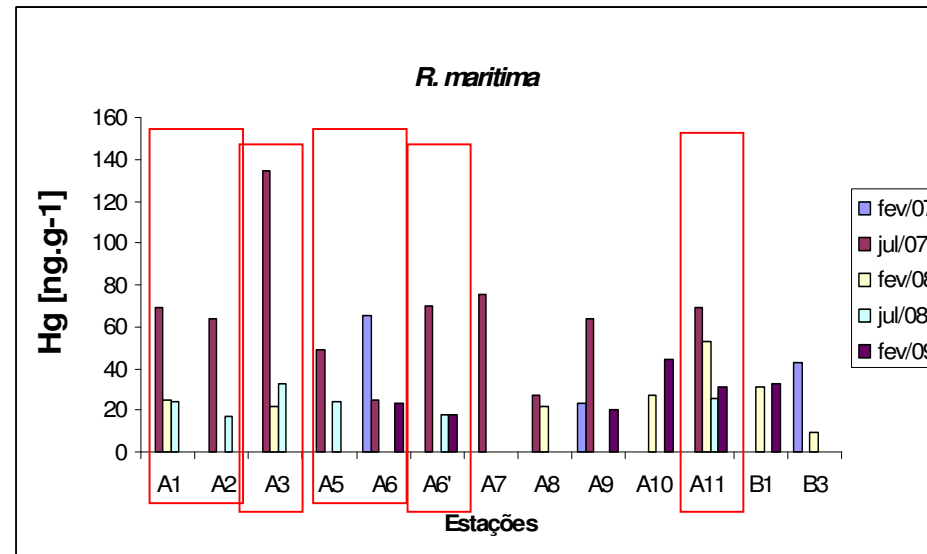
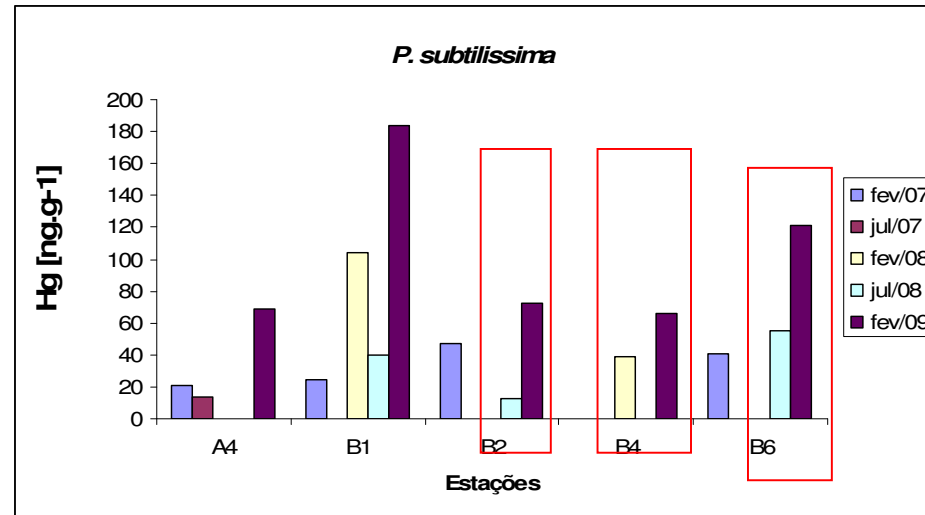
No caso do Hg, uma melhor avaliação da série temporal pode ser efetuada, já que existem dados de contaminação do fitobentos pelo metal de Fevereiro e Julho de 2007 retirados e Araujo (2008) (Anexos-quadro 5).

A partir desses dados, percebe-se que os componentes do fitobentos se comportam de maneira diferente, refletindo características interespecíficas de cinética de assimilação e depuração do elemento (Gráficos 1 e 2). A macrófita aquática *R. maritima*, apresentou as maiores concentrações do metal no período de Julho de 2007, estando estas provavelmente ligadas aos impactos causados pela dragagem efetuada nos meses anteriores (iniciada em meados de janeiro). Outra importante observação é a ocorrência de elevadas concentrações em *R. maritima* durante Fevereiro de 2007 e sua conseqüente redução nos meses seguintes, nos mesmos pontos indicados

por Loureiro (2010) como sendo pontos de remoção (A1 e A3) e descarte do sedimento contaminado (A6' e A10), corroborando com os resultados encontrados para qualidade dos sedimentos superficiais da lagoa, que indicam uma atenuação da contaminação por Hg a partir de agosto de 2007.

Para a rodófito *P. subtilissima* não pode ser observada a mesma tendência, já que está foi amostrada apenas na estação A4 no período de Julho de 2007. Entretanto, a rodófito exibe um comportamento diferenciado do grupo das clorófitas filamentosas, cujo comportamento não foi bem definido (existem pontos que mostram redução da contaminação por Hg ao longo do tempo e outros que mostram um comportamento contrário) que pode estar associado a uma característica interespecífica. As maiores concentrações do metal encontradas em *P. subtilissima* foram obtidas na última campanha efetuada em Fevereiro de 2009, com destaque para o ponto B6 em que a rodófito exibe um comportamento inverso ao da clorófito filamentosa amostrada no mesmo ponto, refletindo não somente a biodisponibilidade do metal na coluna d'água e ou a influência das fontes pontuais de contaminação.

Gráficos 1 e 2: Concentração de Hg no fitobentos da Lagoa Rodrigo de Freitas de Fevereiro de 2008 a Fevereiro de 2009. Destacados com retângulos vermelhos ponto de elevação de concentração de *P. subtilissima* e pontos que mostram redução de contaminação de *R. maritima* pelo metal.



6.5 - Comparações estatísticas entre os grupos

A comparação dos resultados obtidos através do teste Kruskal-Wallis mostra que não existiram diferenças significativas entre as concentrações dos metais encontradas nas estações influenciadas pelas galerias de água pluvial e esgoto (A1, A2, A3, A6, A6', A8, A11, B1, B2, B3, B5) e nas estações sem fonte pontual de contaminação (A4, A5, A7, A9, A10, B4, B6 e B7) em relação ao grupo de organismos analisados.

A comparação do grupo das clorófitas filamentosas e a macrófita aquática (quadro XVI) coletados no mesmo ponto, ou seja, quando as macroalgas *Chaetomorpha brachyгона*, *Cladophora vagabunda* e *Rhizoclonium riparium* são encontradas na condição de epífitas sobre *R. maritima* através do teste Kruskal-Wallis mostrou que existem diferenças significativas entre as concentrações de Pb ($p = 0,011$) e Al ($p = 0,004$) obtidas nos grupos. A mesma situação foi encontrada por Schlacher-Hoenlinger; Schlacher (1998) em *Posidonia oceanica* e suas epífitas. Atribuindo o autor esta diferença as diferentes assinaturas dos metais encontradas, já que cada grupo segue um ciclo sazonal distinto de acumulação dos metais.

Quadro XVI: Medianas, médias, máximos e mínimos dos metais em ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) nas estações (A1, A6, A10, a11, B3 e B6) utilizados para comparação entre *R. maritima* e epífitas.

clorófitas filamentosas	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Mediana	48	7	1	234	241	625	7	0,038
Média	60	8	1	336	254	762	8	0,04
Máximo	182	15	2	630	503	1615	16	0,072
Mínimo	19	3	1	125	27	97	3	0,012
<i>R. maritima</i>								
Mediana	43	3	1	392	399	91	4	0,025
Média	53	4	1	424	404	115	5	0,03
Máximo	100	8	2	1205	929	210	6	0,053
Mínimo	31	2	1	86	85	67	3	0,018

O teste Kruskal-Wallis mostrou que existem diferenças significativas nas concentrações de Zn ($p = 0,02$) obtidas no grupo das clorófitas talófitas e da rodófitas *P. subtilissima* coletadas nas estações (A7, B1, B2, B5 e B6). Foi encontrada também correlação significativa ($r = 0,90$) entre as concentrações de Al dos dois grupos. A partir do quadro

abaixo, percebe-se que as concentrações de Zn na rodófitas são bastante superiores as encontradas nas clorófitas talófitas, indicando que estas são mais sensíveis a exposição ao Zn.

Quadro XVII: Medianas, médias, máximos e mínimos dos metais em ($\mu\text{g.g}^{-1}$) utilizados para comparação entre *P. subtilissima* e clorófitas talófitas.

	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu
<i>P. subtilissima</i>							
Mediana	104	12	2	198	261	848	11
Média	95	11	2	478	456	1233	10
Mínimo	55	5	1	108	130	456	7
Máximo	146	17	4	1260	1060	2718	11
Clorófitas talófitas							
Mediana	30	8	1	75	281	408	7
Média	40	7	1	163	531	853	8
Mínimo	25	3	1	9	28	236	3
Máximo	82	12	3	578	1425	2016	14

Os resultados obtidos através da correlação de Spearman estão apresentados nos quadros (XVIII a XXI). Estes resultados mostraram que para todos os grupos são obtidas correlações entre Mn e Fe.

Para *R. maritima*, *P. subtilissima* e nas clorófitas filamentosas são obtidas correlações entre Pb e Al.

Entre Clorófitas filamentosas e *R. maritima* foram encontradas correlações entre Cu e Zn. E entre as clorófitas filamentosas e *P. subtilissima* são encontradas correlações entre Al e Cu. Em *R. maritima* e *P. subtilissima* são obtidas correlações entre Co e Zn.

São encontradas ainda correlações isoladas nas clorófitas filamentosas entre Cu e Pb. Para as clorófitas talófitas são encontradas correlações isoladas entre Al e Zn, Co e Fe e entre Cu e Fe.

Para *R. maritima* ocorrem correlações isoladas de Hg e Zn, Mn e Pb, Fe e Pb, Co e Hg, Co e Cu e Cu e Hg. Já para *P. subtilissima* são encontradas correlações entre Cu e Pb, Hg e Pb, Co e Mn, Al e Hg.

Quadro XVIII: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas clorófitas filamentosas entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.

	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Zn (n= 15)	1,000							
Pb (n= 15)	0,507	1,000						
Co (n= 13)	0,456	0,269	1,000					
Mn (n= 12)	-0,014	-0,448	0,473	1,000				
Fe (n= 15)	0,196	-0,164	0,269	0,594	1,000			
Al (n= 15)	0,379	0,661	0,192	-0,399	0,404	1,000		
Cu (n= 15)	0,768	0,657	0,456	-0,063	0,325	0,604	1,000	
Hg (n= 8)	-0,071	0,190	0,536	0,000	-0,071	0,071	0,190	1,000

As correlações obtidas podem ser explicadas de maneira geral pela fonte geogênica comum de origem desses metais ou pela interação de sinergismo entre eles (Vilares et al., 2002), pela associação destes a efluentes urbanos ou (Gonzalez et al., 1999) pelo mecanismo comum de dispersão em solução e ou uma estratégia de captação análoga pela espécies fitobentônicas (Sfriso et al., 1995; Caliceti et al., 2002).

Na comparação do grupo das clorófitas filamentosas e de *R. maritima* foram obtidas correlações significativas entre as concentrações de Al ($r = 0,85$) no dois grupos. E a partir das médias, máximos e mínimos exibidos abaixo, percebe-se que o grupo das filamentosas foi mais sensível à exposição a Pb e Al que a macrófita aquática.

Quadro XIX: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas clorófitas talófitas entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.

	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu
Zn (n=9)	1,00						
Pb (n=9)	0,48	1,00					
Co (n=7)	0,00	0,50	1,00				
Mn (n=9)	-0,13	0,07	0,50	1,00			
Fe (n=9)	0,18	0,33	0,82	0,77	1,00		
Al (n=9)	0,77	0,37	-0,14	-0,43	-0,27	1,00	
Cu (n=9)	0,52	0,35	0,79	0,62	0,82	0,10	1,00

Quadro XX: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas *P. subtilissima* entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.

	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Zn (n=21)	1,00							
Pb (n=21)	0,27	1,00						
Co (n=20)	0,66	0,17	1,00					
Mn (n=21)	0,19	-0,01	0,58	1,00				
Fé (n=21)	0,10	0,04	0,39	0,71	1,00			
Al (n=21)	-0,12	0,51	-0,14	-0,26	-0,04	1,00		
Cu (n=21)	0,34	0,72	0,23	-0,20	0,03	0,71	1,00	
Hg (n=12)	-0,24	0,64	0,09	0,24	0,29	0,61	0,35	1,00

Quadro XXI: Coeficientes de correlação de Spearman das concentrações de metais encontradas nas *R. maritima* entre pontos próximos as galerias e pontos sem fonte pontual de contaminação.

	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
Zn (n=24)	1,00							
Pb (n=24)	-0,04	1,00						
Co (n=24)	0,59	-0,01	1,00					
Mn (n=24)	0,29	0,51	0,18	1,00				
Fe (n=24)	0,12	0,51	-0,05	0,88	1,00			
Al (n=24)	0,04	0,51	0,19	0,08	0,06	1,00		
Cu (n=24)	0,65	0,29	0,74	0,18	0,00	0,20	1,00	
Hg (n=21)	0,51	0,19	0,68	0,31	0,13	0,10	0,53	1,00

6.6- Organismos fitobetônicos como biomonitores

Para a comparação entre as diferentes espécies ou grupos fitobetônicos quanto ao uso para biomonitoramento devem ser levados em consideração aspectos intra e interespecíficos e variações ambientais que possam causar as diferenças encontradas nas concentrações de metais ao longo da Lagoa Rodrigo de Freitas. Um critério de comparação tradicionalmente adotado para a indicação de um biomonitor é a comparação das concentrações observadas (que refletirão a bioacumulação), sendo considerado um bom biomonitor aquele que tiver níveis mais elevados do metal em seus tecidos (Pfeiffer et al., 1985; Al-Shwafi; Rushdi, 2008; Fariás et al., 2002).

Adotando este critério como linha de evidência, levando em consideração as concentrações médias em toda área, a rodófito *P. subtilissima* seria indicada como biomonitora para Al, Co, Cu, Hg, Pb e Zn, pois esta acumulou maiores quantidades dos metais dos elementos que os demais grupos do fitobentos. Quando levamos em consideração apenas às médias dos pontos com fontes pontuais de contaminação (próximos as galerias de água pluvial e áreas impactadas pela dragagem), *R. maritima* mostra-se como boa biomonitora para Mn, enquanto *P. subtilissima* para os demais metais.

Entretanto, apesar de *P. subtilissima* apresentar maior sensibilidade para monitoramento das concentrações de Hg na lagoa atualmente, entretanto a série de dados de Fevereiro 2007 a Fevereiro de 2009 indicou que *R. maritima* foi bastante eficaz no monitoramento contaminação de Hg, principalmente nos pontos de retirada e descarte de material dragado.

Com relação às concentrações de metais nos grupos de algas (clorófitas e rodófitas), os resultados obtidos na Lagoa Rodrigo de Freitas se diferenciam dos obtidos por Al-Shwafi; Rushdi (2008) em diferentes grupos de algas coletadas no Golfo de Aden, onde foi evidenciado que o grupo das clorófitas apresentou maior tendência a incorporação de metais do que os outros dois grupos estudados (Feófitas e Rodófitas). Já a clorófito *U. lactuca* apresentou geralmente maiores concentrações de Fe, Co e Cu do que a rodófito *Gracilaria verrucosa*, coletadas no Norte do Golfo de Thermaikos (Grécia), fato que possivelmente explicado pelas maiores concentrações de proteínas encontradas na clorófito, conseqüentemente *U. lactuca* necessita de uma maior demanda de sais nutritivos ricos em nitrogênio, portanto preferindo biotópos próximos a descarte de efluentes industriais e ricos em metais (Sawidis; Voulgaropoulos, 1986).

Em geral as concentrações de metais podem diferir muito de uma espécie para outra e até mesmo entre diferentes espécies do mesmo grupo. Atribui-se estas diferenças de concentrações à tendência de ligação dos metais a vários grupos moleculares encontrados no interior das células de cada organismo, bem como o grau de exposição do organismos ao metal e as suas características metabólicas e sua posição na cadeia alimentar (Al-Shwafi; Rushdi, 2008).

Outro exemplo de ocorrência de diferenças de concentração entre diferentes divisões de algas é o estudo de Karez et al. (1994) na Baía de Sepetiba, com as feófitas *Padina gymnospora* e *Spatoglossum schroederi* e as clorófitas *Codium decorticatum* e *Ulva fasciata*, que mostra que não existem diferenças nas concentrações de Cu e Pb entre os dois grupos,

entretanto são encontradas diferenças nas concentrações de Zn, Cd e Cr, exibindo as feófitas de maneira geral as maiores concentrações destes metais.

Cabe ressaltar que concentrações mais elevadas nos tecidos das algas devem ser utilizadas com bastante cuidado como critério de escolha da melhor espécie biomonitora, pois como já visto no estudo de Farías et al. (2002) com 11 diferentes espécies de algas, apenas duas foram consideradas adequadas como espécies biomonitoras de metais (*Monostroma hariatii* e *Phaeurus antarcticus*). A espécie *P. antarcticus* mostrou níveis elevados de Mn, Sr, Cr, Ni e Pb, entretanto esta possui distribuição restrita apenas à Península Antártica e algumas ilhas adjacentes, sendo, portanto *M. hariatii* considerada como melhor biomonitor para futuros estudos, devido sua ampla distribuição em águas costeiras, fácil reconhecimento e os possibilidade de identificar indivíduos de diferentes idades.

7- CONCLUSÕES

A Lagoa Rodrigo de Freitas é um ambiente sob múltiplos impactos pela ação antrópica, afetando a utilização de potenciais biomonitoras a serem empregados. A manutenção da tendência observada de aumento de distribuição das espécies de clorófitas e da rodófitas na lagoa poderá acarretar em mudanças na comunidade fitobentônica, aumentando o potencial destas espécies como biomonitoras. Por outro lado, a manutenção da abertura periódica do canal (sem o seu alargamento) e a melhoria da qualidade da água, poderão aumentar a importância da macrófita *R. maritima* como biomonitora.

De maneira geral a distribuição espacial dos metais no fitobentos segue a tendência de maiores concentrações de Pb, Zn, Fe e Mn nos tecidos dos organismos coletados na porção Norte da lagoa, possivelmente ligadas à presença das galerias de água pluvial e esgoto. O Al apresenta concentrações elevadas nas bordas centrais da lagoa, o que indica que este pode ser oriundo de lixiviação da bacia (Maciço da Tijuca). Já Cu, Co e Hg não exibem um perfil de distribuição com tendências de elevação tão claras quanto os outros, provavelmente por apresentarem um efeito mais acentuado de fontes difusas de entrada na lagoa.

As concentrações dos elementos-traço nos tecidos das macroalgas e da macrófita aquática seguiram a seguinte ordem abundância Zn>Cu>Pb>Co>Hg. Já Al, Fe e Mn foram encontrados proporções variáveis.

A comparação dos grupos através de testes estatísticos tenha mostrado que não existem diferenças significativas entre as concentrações das estações com fonte pontual e as estações sem fonte pontual de contaminação.

A análise dos resultados obtidos para as clorófitas filamentosas nas três campanhas de amostragem indica a tendência de elevação das concentrações de Mn e redução das concentrações de Pb e Al na segunda campanha, enquanto a macrófita *R. maritima* não apresenta perfil bem definido de aumento ou redução de concentração de metais ao longo da série temporal de dados.

A comparação dos grupos das clorófitas filamentosas e de *R. maritima* mostrou existem diferenças significativas na concentrações de Pb e Al nos grupos, sendo as clorófitas mais sensíveis a exposição aos dois metais. Já a comparação entre *P. subtilissima* e as clorófitas talófitas indicou a existência de diferenças significativas nas concentrações de Zn entre os grupos, sendo na rodófitas são mais sensíveis á exposição ao metal.

Considerando a linha de evidência adotada para determinar os melhores biomonitores, os resultados indicam que *P. subtilissima* seria indicada como biomonitora adequada para Al, Co, Cu, Hg, Pb e Zn. Já a macrófita *R. maritima* se mostrou indicada para o monitoramento da contaminação por Hg, mesmo em casos de eventos agudos de contaminação, pois exibiu uma tendência de redução das concentrações do metal em seus tecidos após o período de realização da dragagem avaliada, em concordância com análises sedimentares realizadas anteriormente na área.

8- REFERÊNCIAS

ABDALLAH, M.A.M. ;ABDALLAH, A.M.A. Biomonitoring study of heavy metals in biota and sediments in the South Eastern coast of Mediterranean sea, Egypt. **Environ Monit Assess**, v.146, n.1-3, p.139-145, 2008.

ALVES, D.T.M.; ARGENTO, M.S.F.; CRUZ, C.B. M; ZEE. D. Qualidade Ambiental da Lâmina D'água da Lagoa Rodrigo de Freitas - RJ Subsídios aos Estudos de Impactos Ambientais em Lagoas Costeiras. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9.,1998, Santos, Brasil. **Anais...** Santos, Brasil: INPE, 1998. p.79-88.

AL-SHWAFI, N. A. ;RUSHDI, A.I. Heavy metal concentrations in marine green, brown, and red seaweeds from coastal waters of Yemen, the Gulf of Aden. **Environmental Geology**, v. 55, p.653-660, 2008.

AMADO FILHO, G.M.; ANDRADE, L.R.; KAREZ, C.S.; FARINA, M.; PFEIFFER W.C. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Environmental Research**, v.48, p.213-224, 1999.

AMADO FILHO, G.M.; CREED, J.C.; ANDRADE, L.R.; PFEIFFER, W.C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. **Aquatic Botany**, v.80, 241–251, 2004.

AMADO FILHO, G.M.; SALGADO, L.T; REBELO, M.F.; REZENDE,C.E.; KAREZ, C.S. ;PFEIFFER, W.C. Heavy metals in benthic organisms from Todos os Santos Bay, Brazil. **Braz. j. biol.**, v.68, n.1, p.95-100, 2008.

AMADOR, E. S. **Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: homem e natureza.** 1996, 539p. Tese (Doutorado em Geografia), Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1996.

AMBIENTAL ENGENHARIA E CONSULTORIA. **Solução integrada de reabilitação ambiental da Lagoa Rodrigo de Freitas, Canal do Jardim de Alah e praias do Arpoador, Ipanema e Leblon.** Rio de Janeiro: Ambiental Engenharia e Consultoria, 2002, 1248 p.

ANDREATA, J. V.; OLIVEIRA, L.O.V.; MEURER, B.C.; FRERET, N.V.; TEIXEIRA, D.E.; MANZANO, F.V. ;LONGO, M.M. Pelagic fishes of Rodrigo de Freitas Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Estudos de Biologia**, v. 26, n.55, p. 25-31, Abr./Jun. 2004.

ARAUJO, C. L. **Análise da concentração de mercúrio no fitobentos da Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ.** 2008, 64f. Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Estadual do Rio de Janeiro - Centro de Tecnologias e Ciências - Instituto de Geociências - Faculdade de Oceanografia, 2008.

AZIZIAN, M. F.; NELSON, P. O.; THAYUMANAVAN, P.; WILLIAMSON, K. J. Environmental impact of highway construction and repair materials on surface and ground waters: case study - crumb rubber asphalt concrete. **Waste Management**, v. 23, p.719-728, 2003.

BAPTISTA NETO, J. A., et al. Caracterização Ambiental da Lagoa Rodrigo de Freitas - Rio de Janeiro - RJ. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO QUATERNÁRIO, 9, Recife, PE. **Anais...** 2003.

BARÃO DE TEFFÉ. **Relatório de Saneamento da Lagoa Rodrigo de Freitas** - relatório do Capitão de Mar e Guerra Barão de Teffé. Publicado em relatório apresentado a assembléia Legislativa na terceira sessão da décima sétima Legislatura pelo Ministro e secretário de Estado dos negócios do Império Barão Homem de Melo. Rio de Janeiro: Tipografia Nacional, p.1-16.1880.

BARWICK,M. ;MAHER, W. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 56, p.471-502, 2003.

BASTOS, W.R. et al. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon-Brazil. **Ciênc Cult**, v. 50, n.4, p.255-260, 1998.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F. O comportamento do Metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. **Química Nova**, v.27, n.4, p.593-600, 2004.

BOWEN, J.J.M. **Environmental Chemistry of the Elements**. Academic Press: London, 1979, 333p.

BRASIL. Portaria 248, de 26 de junho de 1943. Divisão de Caça e Pesca. Publicado no D.O.U.

BURROWS, E.M. **Seaweeds of the British Isles: volume 2 - Chlorophyta**. London: Natural History Museum Publications, 1991. 238p.

BUTLER, A., CARTER-FRANKLIN, J.N. The role of vanadium bromoperoxidase in the biosynthesis of halogenated marine natural products. **Nat. Prod. Rep.** v.21, p.180-188, 2004.

BRYAN, G. W., LANGSTON, W. J., HUMMERSTONE, L. G. ; BURR, G. R. A guide to the assessment of heavy metal contamination in estuaries using biological indicators. **Marine Biological Association of the United Kingdom**, p.1-92, 1985. (Occasional Publication, 4).

CALICETI, M.; ARGESE, E.; SFRISO, A.; PAVONI, B. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. **Chemosphere**, v.47, p. 443-454, 2002.

CAMBROLLÉ, J.; REDONDO-GÓMEZ,S.; MATEOS-NARANJO, E.; FIGUEROA,M.E. Comparison of the role of two *Spartina* species in terms of phytostabilization and bioaccumulation of metals in the estuarine sediment. **Marine Pollution Bulletin**, 2008.

CAMUSSO, M. ; MARTINOTTI , W. ; BALESTRINI, R.; GUZZI, L. C and N Stable Isotopes and Trace Metals in selected organisms from the River Po Delta. **Chemosphere**, Vol. 37, n. 14 -15, p. 2911-2920, 1998.

CARVALHO, C.E.V.; LACERDA, L.D.; GOMES, M.P. Heavy Metal Contamination Of The Marine Biota Along The Rio de Janeiro Coast, SE-Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.57-58, p. 645-653, 1991.

CATSIKI, V.A., PANAYOTIDIS, P. Copper, chromium and nickel in tissues of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* from Greek coastal areas. **Chemosphere**, v.26, p. 963- 978, 1993.

CHAPMAN, A.R.O. Population and community ecology of seaweeds. In: BLAXTER J.H.S.; SOUTHWARD, A. J. (Ed.). **Advances in Marine Biology**. v.23. London: Academic Press, 1986. p.1-161,

COCHRAN, J.K.; HIRSCHBERG, D.J.; WANG, J.; DERE, C. Atmospheric deposition of metal to coastal water (Long Island Sound, New York, U.S.A.): evidence from saltmarsh deposits. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.4, p.503-522, 1998.

COELHO, J.P.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; PARDAL, M.A. Contribution of primary producers to mercury trophic transfer in estuarine ecosystems: possible effects of eutrophication. **Marine Pollution Bulletin**, v.58, p.358–365, 2009.

CLUBE DE ENGENHARIA. **Entidades promovem a Semana da Engenharia e Arquitetura.** Disponível em http://www.clubedeengenharia.org.br/jan07_mesa_redonda_pan.html. Acesso em: 25 de janeiro de 2010.

PAZ, R. A da. **Poluição na Lagoa Rodrigo de Freitas.** Trabalho final do curso de educação ambiental - uma introdução a gestão ambiental portuária. Marinha do Brasil - Capitania dos portos do Rio de Janeiro, 2005. 6p.

DE PAUW, N. ;VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v.100, p.153-168, 1983.

FARÍAS, S.; ARISNABARRETA, S.P.; VODOPIVEZ, C.; SMICHOWSKI, P. Levels of essential and potentially toxic trace metals in Antarctic macro algae. **Spectrochimica Acta Part B** **57**, p. 2133–2140, 2002.

FERNANDES, H. R. S. M. **Abordagem geoquímica no estudo da poluição por metais pesados nos sistemas fluvial e lagunar da baixada de jacarepaguá - RJ.** Dissertação (Mestrado), 1991, 122 p, Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro.

FERNANDEZ, M. A. D. S. **Geoquímica de metais pesados na Região dos Lagos, RJ:** uma proposta de estudo integrado. 1994. 163p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro.

FUNDAÇÃO RIO-ÁGUAS, **Dados sinópticos.** Disponível em: <http://www.rio.rj.gov.br/rioaguas/>, 1999.

GANESAN, M.; KANNAN, R.; RAJENDRAN, K.; GOVINDASAMY, C.; SAMPATHKUMAR, P.; KANNAN, L. Trace metal distribution in seaweeds of the Gulf of Mannar, Bay of Bengal. **Marine Pollution Bulletin**, v.22, n.4, p.205–207, 1991.

GONZÁLEZ, H., POMARES, M., RAMÍREZ, M., TORRES, I. Heavy metals in organisms and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall of Havana City, Cuba. **Marine Pollution Bulletin**, v.38, n.11, p.1048–1051, 1999.

GOSAVI, K., SAMMUT, J., GIFFORD, S.; JANKOWSK, J. Macroalgal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. **Science of the Total Environment**, v.324, p.25-39, 2004.

GREEN-RUIZ, C.; RUELAS-INZUNZA, J. & PÁEZ-OSUNA, F. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. **Environmental Geochemistry and Health**, v.27, p.321–329, 2005.

GROTTI, M.; SOGGIA, F.; LAGOMARSINO, C.; DALLA RIVA, S.; GOESSLER, W.; FRANCESCON, K. A. Natural variability and distribution of trace elements in marine organisms from Antarctic coastal environments. **Antarctic Science**, v.20, n.1, p.39–51, 2008.

GUILHERME, A.C.G. **Acumulação de Cádmiu pela *Ruppia maritima* Linnaeus em ensaios de Fitorremediação.** (Dissertação). Mestrado. 109p, 2005. Departamento de Ciências dos materiais e metalurgia da PUC. Rio de Janeiro, 2005.

HAYDEN, H. S.; BLOMSTER, J.; MAGGS, C. A.; SILVA, P. C.; STANHOPE, M. J.; WAALAND, J. R. Linnaeus Was Right All Along: *Ulva* And *Enteromorpha* Are Not Distinct Genera. **European Journal Of Phycology**, v.38, p.277–294, 2003.

HISTÓRIAS DO RIO DE JANEIRO. História do Bairro - Lagoa. Disponível em < www.marcillio.com/rio/enlagoar.html. > Acesso em:19 de novembro de 2007.

HO, Y.B. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. **Hydrobiologia**, v. 203, p.73–81, 1990.

HOEK, C. VAN DEN. **A taxonomic revision of the American species of *Cladophora* (Chlorophyceae) in the North Atlantic Ocean and their geographic distribution.** Amsterdam: North-Holland Publishing Company, 1982.

HUERTA-DIAZ, M.A.; LEÓN-CHAVIRA, F.; LARES, M.L.; CHEE-BARRAGÁN, A. ;SIQUEIROS-VALENCIA, A. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. **Applied Geochemistry**, v.22, p.1380-1392, 2007.

JACKSON, E.L.; ROWDEN, A.A.; ATTRILL, M.J.; BOSSEY, S.J.; JONES, M.B. The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v.39, p.269- 303, 2001.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.;ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-158.

JOLY, A.B.; OLIVEIRA FILHO, E.C. Notes on Brazilian Algae. – I. New Findings Confirming Uncertain Records. **Boletim da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras da USP**, São Paulo, v. 22, p.313–320, 1967.

JOLY, A.B. Flora Marinha do Litoral do Estado de São Paulo e Regiões Circunvizinhas. **Boletim da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras USP**, São Paulo, n.294, p.11-393, 1965.

KAREZ, C.S.; AMADO-FILHO, G.M.; MOLL, DM.; PFEIFFER, W. C. Concentrações de metais em algas marinhas bentônicas de três regiões do estado do Rio de Janeiro. **An. Acad. Bras. Ci**, v. 66, n.2, p.205-211, 1994.

KENNISH, M. J. Value of estuaries. In: **Estuary restoration and maintenance**. The National Estuary Program, Crc Press, 2000.

KENTULA, M.E.; DEWITT, T.H. Abundance of Seagrass (*Zostera marina* L.) and Macroalgae in Relation to the Salinity-Temperature Gradient in Yaquina Bay, Oregon, USA. **Estuaries**, v. 26, n. 4B, p. 1130-1141, 2003.

KJELLSTROM, T.E. Perspectives and prospectives on health effects of metals. In: NIRIAGU, J.O. (Ed.). **Changing Metal Cycles and Human Health**. Berlin: Springer-Verlag, p.407-423, 1984.

KJERFVE, B. Comparative Oceanography Of Coastal Lagoons. In: WOLFE, D. A. (Ed.). **Estuarine Variability**. New York: Academic Press, p.63-81. 1986.

KJERFVE, B. Coastal Lagoons. **The World & I**, v.5, p.312-317, 1990.

KJERFVE, B.; MAGILL, K. E. Geographic And Hidrodynamic Characteristics Of Shallow Coastal Lagoons. In: WARD, L.G.; ASHLEY, G.M. (Eds.). Physical Processes And Sedimentology Of Siliciclastic- Dominated Lagoonal Systems. **Marine Geology**, v.88, p.187-199, 1989.

KJERFVE, B.; KNOPPERS, B. A. Tidal Choking in a Coastal Lagoon. In: Tidal Phenomena on Shelves and in Embayments, New York. **Anais...** p.169-181,1991.

KLUMPP, A.; BAUER, K.; FRANZ-GERSTEIN, C.; MENEZES, M. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia. **Environment International**, v.28, p.165 –171, 2002.

KNOPPERS, B. Aquatic Primary Production In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal Lagoon Processes**. Elsevier Science Pub., 1994.

KOEMAN, R.P.T. **The taxonomy of Ulva Linnaeus, 1753, and Enteromorpha Link, 1820, (Chlorophyceae) in the Netherlands**. Drukkerij van Denderen B.V., Groningen, 1985. 201p.

LACERDA, L. D. Metal biogeochemistry in coastal lagoons. In: KJERFVE, B (Ed.). **Coastal lagoons processes**.Amsterdam: Elsevier Sci. Plub, 1990.

LACERDA, L. D. Biogeochemistry of Heavy Metals in Coastal Lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal lagoon Processes**. Amsterdam: Elsevier, p.243- 286, 1994.

LACERDA, L. D. ; REZENDE, C. E. Metals in the seagrass *Halodule wrightii* during one growing season. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 9, n.2, p.87-90, 1986.

LACERDA, L.D.; FERNANDEZ, M. A.; CALAZANS, C. F.; TANIZAKI, K. F. Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brasil. In: GOLTERMAN, H. L. **Sediment – water Interaction**. Hydrobiologia, v.228, p. 65-70, 1992.

LACERDA, L. D.; ABRÃO, J. J.; BERNAD, M.; FERNEX, F. Heavy Metals Biogeochemistry in Coastal Lagoons of Rio de Janeiro. In: ESTEVES, F. A; LACERDA, L. D. (Ed.). **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**, NUPEM/UFRJ, p. 296-337, 2000.

LACERDA, L.D.; GONÇALVES, G.O. Mercury distribution and especiation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil. **Marine Chemistry**, v.76 n.1- 2, p. 47-58, 2001.

LEE, K. **The effects of vanadiumon phytoplankton**: field and laboratory studies. University of Toronto, 431 p. Natl. Libr. Can., Can. Theses Microfilm No. 58302, 1982.

LEHNINGER, A. L. **Princípios de bioquímica**. São Paulo: Sarvier, 1985.

LEWIS, MICHAEL A.; DANTIN, D. D.; CHANCY, C.A.; ABEL, K. C.; LEWIS, C. G. Florida seagrass habitat evaluation: a comparative survey for chemical quality. **Environmental Pollution**, v.146, p.206-218, 2007.

LIRMAN, D.; CROPPER JR, W.P. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within giscayne Bay, Florida: field, experimental, and modeling studies. **Estuaries**, v.26, p.131-141, 2003.

LITTLER, M.M.; ALNOLD, K.E. Productivity Of Marine Macroalgal Function-Form Groups From Southwestern North America. **J. Phycol.** v.18, p. 307-311, 1982.

LOUREIRO, D. D. **Evolução dos aportes de metais pesados na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ**. 2006. 126p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro, 2006.

LOUREIRO, D.D. **Comportamento do mercúrio em Lagoas Costeiras Urbanas: das mudanças Paleoambientais ao balanço de massa (Estudo de caso: Lagoa Rodrigo de Freitas)**. Dissertação de Pós-Graduação em Geociências (Doutorado em Geoquímica Ambiental), Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ. 132p, 2010.

LOUREIRO, D.D; FERNANDEZ, M.A.S.; HERMS, F.W.; LACERDA, L.D. Heavy metal inputs evolution to na urban hypertrophic coastal lagoon, Rodrigo de Freitas Lagoon, Rio de Janeiro. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.159, n.1-4, p. 577- 588, 2009.

LOUREIRO, R. L. **Caracterização das assembléias de macroalgas da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil.** (Dissertação) (Mestrado da Escola Nacional de Botânica Tropical). Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro – JBRJ. 2007.66p.

LOUREIRO, R. R; REIS, R.P. Efeito do gradiente de salinidade na taxa fotossintética de *Polysiphonia subtilissima*, *Cladophora vagabunda* E *Ulva flexuosa* subsp.*flexuosa* na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v.59, n.2, p.291-296, 2008.

LOUREIRO, R. L.; NASSAR, C. A. G. **Macroalgas da Lagoa Rodrigo de Freitas.** (Monografia) Graduação em Biologia Marinha. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Departamento de Biologia Marinha, 2003.56p.

MACHADO, E.C. **Desoxigenação e regeneração de nutrientes pelo sedimento da Lagoa de Guarapina.** (Dissertação). Mestrado - Instituto de Geociências – Dep. Geoquímica. Universidade Federal Fluminense. 104p, 1989.

MALM, O. **Estudo da poluição ambiental por metais pesados no sistema do Rio Paraíba do Sul - Guandú através de metodologia de abordagem pelos parâmetros críticos.** Rio de Janeiro, Dissertação. (Mestrado) - Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1986.

MALM, O.; PFEIFFER, W.C; BASTOS, W. et al. Utilização do acessório de vapor frio para investigação de mercúrio em amostras ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. **Ciênc Cult**, v. 41, p. 88-92, 1989.

MARÍN-GUIRAO, L. ; ATUCHA, A.M.; BARBA, J. L.; LÓPEZ, E. M.; FERNÁNDEZ, A. J. G. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. **Marine Environmental Research**, v.60, p.317–337, 2005.

MARQUES, D.O. **Investigações sobre a estratificação na Lagoa Rodrigo de Freitas– RJ e seus efeitos no comportamento do oxigênio dissolvido.** Dissertação (Mestrado) – UFRJ / COPPE / Programa de Engenharia Oceânica, 109p, 2009.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L.; CAIRNS Jr., J. Biological monitoring part IIA: receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, v.16, p. 129-139, 1982.

MCGLATHERY, K. J.; PEDERSEN, M. F.; BORUM, J. Changes in intracellular nitrogen pools and feedback controls on nitrogen uptake in *Chaetomorpha linum* (Chlorophyta). **Journal of Phycology**, v.32, p.393-401, 1996.

MCGLATHERY, K. J.; KRAUSE-JENSEN, D.; RYSGAARD, S.; CHRISTENSEN, P. B. Patterns of ammonium uptake within dense mats of the filamentous macroalga *Chaetomorpha linum*. **Aquatic Botany**, v.59, p.99-115, 1997.

MCGLATHERY, K. J.; PEDERSEN, M. F. The effect of growth irradiance on the coupling of carbon and nitrogen metabolism in *Chaetomorpha linum* (Chlorophyta). **Journal of Phycology**, v.35, p.721-731, 1999.

MCGLATHERY, K.J. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. **Journal of Phycology**, v. 37, n.1-4, 2001.

MEGUELLATI, N., et al. A New Chemical Procedure in the Fractulation of Heavy Metal in Sediments. In: INTERNATIONAL CONFERENCE OF HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT, Heidelberg. **Anais...** p.1090-1093, 1983.

MELVILLE, F.; PULKOWNIK, A. Investigation of mangrove macroalgae as bioindicators of estuarine contamination. **Marine Pollution Bulletin**, v.52, p.1260-1269, 2006.

MIGUEL ANGEL HUERTA-DIAZ, M.A.; LEÓN-CHAVIRA, F.; LARES, M. L.; CHEE-BARRAGÁN, A. ; SIQUEIROS-VALENCIA, A. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. **Applied Geochemistry**, v.22, p.1380-1392, 2007.

MORAND, P.; BRIAND, X. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. **Botanica Marina**, v.39, p.491-516, 1996.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde. **Ciência e Saúde Coletiva**, v.1, p.167-181, 2004.

NASSAR, C. A.G.; SALGADO, L. T.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; AMADO FILHO, G.M. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga *Padina gymnospora* (Espírito Santo Bay, Brazil). **Environmental Pollution**, v.123, p.301-305, 2003.

PALOLIELO, M. M. B. et al. Valores de referência para plumbemia em população urbana. **Rev. Saúde Pública**, v. 31, n.2, 1996.

PAK, K. R.; BARTHA, R. Mercury Methylation By Interspecies Hydrogen And Acetate Transfer Between Sulfidogens And Methanogens. *Appl. Environ. Microbiol.*, V. 64, p. 1013, 1998.

PARADAS, W. C.; AMADO-FILHO, G. M. Are Metals Of Antifouling Paints Transferred To Marine Biota? **Brazilian Journal Of Oceanography**, v.55, n.1, p.51-56, 2007.

PATCHINEELAM, S. 2000. **Lagoas costeiras**. Disponível em: <<http://www.usu.br/icba/oceano2/zonacosteira.htm>> Acesso em 23 de setembro de 2005.

PAULA, C.H.R.; ANDREATA, R.H.P.; ANDREATA, J.V. A vegetação da Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. **Eugeniana**, PUC-RIO, p.11-21, 2001.

PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; FISZMAN, M.; LIMA, N.R.W. **CiSnc. Cult.** V.37, p.297-302, 1985.

PHILLIPS, D. J. H.; RAINBOW, P. S. **Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants**. Applied Science Publishers, Barking, 1993.

PHILLIPS, D. J. H.; RAINBOW, P. S. **Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants**. 2. ed. London: Chapman and Hall, 1994.

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

POOLE, L. J.; RAVEN, J. A. The biology of Enteromorpha. In: ROUND, F. E.; CHAPMAN, D. J. (Eds.). **Progress in phycological research**. Bristol: Biopress, 1997.148p.

PRANGE, J. A.; DENNISON, W. C. Physiological Responses of Five Seagrass Species to Trace Metals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n.7-12, p.327- 336, 2000.

PRATT, J. M.; COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**, v.10, p.1019-1025, 1976.

OLIVEIRA, J. A. Contribuição ao conhecimento da fauna da Lagoa Rodrigo de Freitas. Rio de Janeiro: Sudepe, 1976. 11p.

QUITÉRIO, S. L. et al. Uso da poeira e do ar como indicadores de contaminação ambiental em áreas circunvizinhas a uma fonte de emissão estacionária de chumbo. **Cad. Saúde Pública**, v. 3, p. 501- 508, 2001.

RAINBOW, P.S. Biomonitoring of Heavy Metal Availability in the Marine Environment. **Marine Pollution Bulletin**, v.31, n.4-12, p.183-192, 1995.

RAMUS, J.; VENABLE, M. Temporal ammonium patchiness and growth rate in *Codium* and *Ulva* (Ulvophyceae). **Journal of Phycology**, v.23, p.518-523, 1987.

REZENDE, C.E.; PFEIFFER, W.C.; LIRA, C.A.; TORRES, J.P.M.; LACERDA, L.D. Heavy metal distribution in sediments and macrophytes (*Ruppia maritima* L.) coastal lagoon of Rio de Janeiro State-Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT, v. 1, 1991.

RIGET, F.; JOHANSEN, P.; ASMUND, G. Natural seasonal variation of cadmium copper, lead and zinc in brown seaweed (*Fucus vesiculosus* Marine). **Pollution Bulletin**, v.30, n.6, 409-413, 1995.

RODRIGUEZ-CASTÁNEDA, A. P.; SANCHEZ-RODRIGUEZ, I.; SHUMILIN, E. N.; SAPOZHNIKOV, D. Element concentrations in some species of seaweeds from La Paz Bay and La Paz Lagoon, south-western Baja California, Mexico. **Journal of Applied Phycology**, v.18, p.399-408, 2006.

RODRÍGUEZ-FIGUEROA, G. M.; SHUMILIN, E.; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, I. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. **J Appl Phycol**, v.21, p.19-26, 2009.

ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry Of Mercury In Pristine And Flooded Ferralitic Soils Of A Tropical Rain-Forest in French-Guiana, South-America. **Water, Air, Soil Pollut**, v.80, p.1079-1088, 1995.

SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; VAN PAGE, H. KLOMP, R.; SEHREUR, A. Behavior and Impact Assessment of Heavy Metals in Estuarine and Coastal Zones. In: SEELIGER, U., LACERDA, L.D., PATCHINEELAM, S.R. (Ed.). **Metals in Coastal Environment of Latin America**. Berlin: Springer-Verlag, 1988. p.157-198,

SANTANGELO, J.M. **Influência da salinidade sobre a comunidade zooplanctônica de uma lagoa costeira.** (Dissertação) Mestrado - Depto de Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2005.

SANTA ROSA, L.T. **Estudo do potencial de remobilização de nutrientes da Lagoa Rodrigo de Freitas - RJ:** a influência dos ventos no processo de mistura vertical. (Monografia) – Bacharelado - Depto de Oceanografia, UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2003.

SCHLACHER-HOENLINGER, M.A., SCHLACHER, T.A. Accumulation, contamination, and seasonal variability of trace metals in the coastal zone e patterns in a seagrass meadow from the Mediterranean. **Marine Biology**, v.131, p.401- 410, 1998.

SERFOR-ARMAH, Y.; NYARK, B. J. B. , OSAE, E.K.; CARBOO, D.; ANIM-SAMPONG, SEKU, S. F. Rhodophyta Seaweed Species As Bioindicators For Monitoring Toxic Element Pollutants In The Marine Ecosystem Of Ghana. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.127, p.243–253, 2001.

SFRISO A, MARCOMINI A, ZANETTE M. Heavy metals in sediments, SPM and phytozoobenthos of the Lagoon of Venice. **Marine Pollution Bulletin**, v.30, 116–124, 1995.

SILVA, C.A.R.; SMITH, B.D., RAINBOW, P.S. Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). **Marine Environmental Research**, v.61, p.439–455, 2006.

SOROKIN, Y.I.; SOROKIN, P.Y.; RAVAGNAN, G. Hypereutrophication events in the Ca'Pisani lagoons associated with intensive aquaculture. **Hydrobiologia**, v.571, p.1–15, 2006.

SOUZA, C. M. M.; PESTANA, M. H. D.; LACERDA, L. D. Geochemical partitioning of heavy metals in sediments of three estuaries along the coast of Rio de Janeiro (Brazil). **The Science of The Total Environment**, v.58, n.1-2, p.63-72, 1986.

STEIN, E. D.; COHEN, Y.; WINER, A. M. Environmental distribution and transformation of mercury compounds critical Reviews. **Environmental Science And Technology** , v.26, n.1, 1996.

SAWIDIS, TH.; VOULGAROPOULOS, A. N. Seasonal bioaccumulation of Iron, Cobalt and Copper in marine algae from Thermaikos Gulf of the Northern Aegean Sea, Greece. **Marine Environmental Research**, v.19, p.39-47, 1986

TEIXEIRA, V.L.; PEREIRA, R.C.; MARQUES JR., A.N.; LEITÃO FILHO, C.M.; RAMOS-E-SILVA, C.A. Seasonal variations in infralittoral seaweed communities under a pollution gradient in Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Brazil). **Ciência e Cultura**, São Paulo, SBPC, v.39, p.423-428, 1987.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSOM, M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Heavy Metals. **Analytical Chemistry**, v.51, n.7, p.844-850, 1979.

TRAVIESO, L.; PELLÓN, A.; BENÍTEZ, F.; SÁNCHEZ, E.; BORJA, R.; O' FARRIL, N.; WEILAND, P. Bioalga reactor preliminary studies for heavy metals removal. **Biochemical Engineering**, v.12, p.87-91, 2002.

TURNER, A.; PEDROSO, S.S.; BROWN, M.T. Influence of salinity and humic substances on uptake of trace metals by the marine macroalga, *Ulva lactuca*: Experimental observations and modeling using WHAM. **Marine Chemistry**, v.110, p.176- 184, 2008.

VÁLEGA, M.; ABREU, S.; PATO, P.; ROCHA, L.; GOMES, A. R.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. Determination Of Organic Mercury In Biota,Plants And Contaminated Sediments Using A Thermal Atomic Absorption Spectrometry Technique. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.174, p.223–234, 2006.

VALLADARES, C.P. **Biografia da Lagoa Rodrigo de Freitas**. Rio de Janeiro, 1987. 30p.

VASCONCELOS, M. T. S. D.; LEAL, M. F. C. Seasonal variability in the kinetics of Cu, Pb, Cd and Hg accumulation by macroalgae. **Marine Chemistry**, v.74, p.65-85, 2001.

VILARES, R., PUENTE, X.; CARBALLEIRA, A. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. **Environmental Pollution**, v.119, p.79-90, 2002.

WALLENSTEIN, F. M.; COUTO, RUBEN P.; AMARAL, A. S.; WILKINSON, M.; NETO, A. I. ; RODRIGUES, A.S. Baseline metal concentrations in marine algae from São Miguel (Azores) under different ecological conditions – Urban proximity and

shallow water hydrothermal activity. **Marine Pollution Bulletin**, v.58, p.424–455, 2009.

WARD , T.J. The accumulation and effects of metals in seagrass habitats. In: LARKUM, A. W. D; MCCOMB A. J; SHEPHERD, S. A (Eds.). **Biology of seagrasses**. Amsterdam: Elsevier, 1989. p 797- 820.

WARNAU, M.; FOWLEFL, S.W.; TEYSSIE, J.L. Biokinetics of Selected Heavy Metals and Radionuclides in Two Marine Macrophytes: the Seagrass *Posidonia oceanica* and the Alga *Caulerpa taxifolia*. **Marine Environmental Research**, v.41, n.4, p. 343-362, 1996.

WIENCKE, C; GORHAM, J; TOMOS, D; DAVENPORT, J. Incomplete turgor adjustment in *Cladophora rupestris* under fluctuating salinity regimes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.34, n.4, p.413-427, 1992.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Air Quality, WHO**. Geneva, 1999.

WYNNE, M. J. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: first revision. **Nova Hedwigia**, Beiheft, v.116, p.1-160, 2005.

YUAN, C.; SHI J.B.; HE B.; LIU J.F.; LIANG L.N.; JIANG G.B. Speciation of Heavy Metals in Marine Sediments from the East China Sea by ICP-MS with Sequential Extraction. **Environmental International**, v.30, p.769-783, 2004.

ŻBIKOWSKI, R.; SZEFER, P.; LATAŁA, A. Comparison of green algae *Cladophora sp.* and *Enteromorpha sp.* as potential biomonitors of chemical elements in the southern Baltic. **Science of the Total Environment** , v.387, p.320–332, 2007.

APÊNDICES

Quadro 1: Concentrações dos metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no grupo das Clorófitas filamentosas da Lagoa Rodrigo de Freitas.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-A1	29	7	1	217	257	1063	7	0,037
C1-A5	83	10	1	141	149	988	14	0,038
C1-A6	48	6	1	181	196	704	5	na
C1-A7	16	4	1	241	279	666	3	0,027
C1-A10	182	15	1	125	140	1242	16	0,034
C1-A11	48	11	1	365	380	1157	14	0,048
C1- B5	na	na	na	na	na	na	na	<LD
Mediana	48	9	1	199	227	1026	10	0,04
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C2-A1	61	3	1	630	503	98	4	0,012
C2-A6	47	4	2	235	231	417	6	na
C2-B3	38	9	2	<LD	27,36	97,25	5	na
C2-B7	113	9	3	719	731	1318	16	na
C2-B2	85	9	3	2182	1258	1198	14	na
C2-A11	49	4	1	599	467	551	9	0,072
C2-B6	28	4	1	<LD	28,07	103,5	3	<LD
Mediana	49	4	2	630	467	417	6	0,04
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C3-A6	64	11	2	187	241	1615	7	na
C3-A4	29	6	<LD	125	773	1480	6	na
C3- B6	19	5	31	<LD	45,98	625,42	3	0,039
C3 – B5	na	na	na	na	na	na	na	0,017
Mediana	29	6	16	156	241	1480	6	0,03

*na = amostra não analisada por falta de massa. ** LD: Co= 0,0002 $\mu\text{g/g}$, Hg = 0,009 $\mu\text{g/g}$ e Mn = 0,01 $\mu\text{g/g}$.

Quadro 2 : Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no grupo das clorófitas talófitas da Lagoa Rodrigo de Freitas.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-B5	55	7	1	131	195	1299	10,6	na
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C2-A4	6	4	2	1801	1349	148	6,7	na
C2-A7	28	12	3	578	774	236	9,2	na
C2-B1	34	7	1	28	281	409	6,6	na
C2-B6	25	3	1	9	28	312	3,4	na
Mediana	27	6	1	303	528	274	6,6	
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C3-A6'	26	3	0	183	66	201	3,9	na
C3-A10	30	5	<LD	31	64	1200	3,4	0,03
C3-B2	30	7	1	127	148	1295	5,2	na
C3-B7	64	4	<LD	356	952	870	16,3	na
Mediana	30	5	0	155	107	1035	4,6	

*na = amostra não analisada por falta de massa. ** LD: Co= 0,0002 $\mu\text{g}/\text{g}$, Hg = 0,009 $\mu\text{g}/\text{g}$ e Mn = 0,01 $\mu\text{g}/\text{g}$.

Quadro 3 : Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) na rodófito *P. subtilissima*.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-A4	224	15	5	619	630	2103	16	na
C1-B1	136	16	2	47	69	2234	20	0,039
C1-B4	108	16	2	179	215	1602	16	0,104
C1-B5	82	8	2	75	1425	2016	14	na
Mediana	122	15	2	126,9	422,62	2060	16	0,07
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C2-A4	94	5	2	722	593	986	8	na
C2-A6	85	3	<LD	100	209	494	6	0,029
C2-A7	104	5	2	691	638	456	7	0,019
C2-A8	na	na	na	na	na	na	na	0,052
C2-A9	252	9	3	234	275	3058	15	na
C2-B1	146	17	4	1261	1060	848	11	0,04
C2-B2	90	3	1	75	99	358	5	0,013
C2-B5	110	8	2	1178	942	457	7	na
C2-B7	230	6	2	793	675	304	8	<LD
C2-B6	104	12	1	108	130	842	11	0,055
Mediana	128	8	2	514	475	649	10	0,04
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C3-A2	120	11	1	174	285	1684	10	na
C3-A3	55	8	2	597	523	714	7	na
C3-A4	80	10	2	308	306	1640	11	0,069
C3-A5	32	7	1	257	210	1075	5	na
C3-B1	64	14	1	315	1601	3512	12	0,072
C3-B2	68	15	2	199	261	2718	10	0,184
C3- B4	na	na	na	Na	na	na	na	0,066
C3-B5	82	8	1	383	322	890	11	0,052
C3-B6	107	21	2	310	267	5195	14	0,121
Mediana	74	10	1	309	296	1662	11	0,07

*na = amostra não analisada por falta de massa. ** LD: Co= 0,0002 $\mu\text{g}/\text{g}$, Hg = 0,009 $\mu\text{g}/\text{g}$ e Mn = 0,01 $\mu\text{g}/\text{g}$.

Quadro 4: Concentrações dos metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) na macrófita aquática *R. maritima*.

Coleta 1	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C1-A1	59	3	1	395	399	86	6	0,025
C1-A3	54	4	1	540	474	163	5	0,022
C1-A8	33	4	1	604	620	53	4	0,022
C1-A10	38	3	1	86	85	210	5	0,027
C1-A11	100	4	2	261	265	127	6	0,053
C1-B1	58	7	2	945	941	128	6	0,031
C1-B3	77	3	1	167	181	170	6	<LD
Coleta 2	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C2-A1	46	3	1	392	415	70	4	0,024
C2-A2	na	na	na	na	na	na	na	0,017
C2-A3	71	2	1	292	235	56	6	0,033
C2-A5	na	na	na	na	na	na	na	0,024
C2-A6	38	5	1	305	288	84	5	na
C2-A6'	31	3	1	203	240	85	5	0,018
C2-A11	85	2	2	1205	929	103	4	0,026
C2-B3	43	2	1	216	173	67	4	na
Coleta 3	Zn	Pb	Co	Mn	Fe	Al	Cu	Hg
C3-A3	47	4	1	451	542	114	5	na
C3-A6'	28	4	1	206	265	194	4	0,023
C3-A6	31	8	1	508	629	199	4	0,018
C3-A9	34	4	1	550	656	188	4	0,02
C3-A10	45	6	5	789	873	605	6	0,04
C3-A11	64	9	5	1009	285	388	7	0,031
C3-B1	49	12	1	551	564	461	7	0,033
C3-B2	78	6	1	772	855	326	4	0,023
C3-B4	31	3	1	120	128	1041	3	0,019
C3-B6	35	3	1	446	456	91	3	0,025

*na = amostra não analisada por falta de massa. ** LD: Co= 0,0002 $\mu\text{g}/\text{g}$, Hg = 0,009 $\mu\text{g}/\text{g}$ e Mn = 0,01 $\mu\text{g}/\text{g}$.

Quadro 5: Concentrações de Hg (ng.g⁻¹) das campanhas de Fevereiro e Julho de 2007 (Fonte: Araujo, 2008)

Clorófitas talófitas	Fev/ 07	Jul/07
B1	na	99
Clorófitas filamentosas		
A3	na	109
A5	na	23
A7	na	53
A9	na	81
B1	35	14
B3	na	13
B5	15	na
<i>Ruppia maritima</i>		
A1	na	69
A2	na	64
A3	na	134
A4	56	na
A5		49
A6	65	25
A6'	na	70
A7	na	75
A8	na	27
A9	23	64
A11		69
B3	43	na
<i>Polysiphonia subtilissima</i>		
B1	24	na
B2	47	na
B3	15	na
B5	20	na
B6	41	na
A4	21	14

*na = não encontrada na estação

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)