

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

A SELEÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
COM POTENCIAL PARA REMOÇÃO DE
METAIS-TRAÇO EM FITORREMEDIAÇÃO

André Baxter Barreto

Belo Horizonte

2011

**A SELEÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
COM POTENCIAL PARA REMOÇÃO DE
METAIS-TRAÇO EM FITORREMEDIAÇÃO**

André Baxter Barreto

André Baxter Barreto

A SELEÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS COM POTENCIAL PARA REMOÇÃO DE METAIS-TRAÇO EM FITORREMEDIAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, Prevenção e Controle da Poluição

Orientador: Eduardo von Sperling

Co-orientadora: Rosane M. Aguiar Euclides

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2011

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marco Túlio e Joyce pelo apoio incondicional e lições preciosas;

Às minhas avós, Ana e Dea, aos meus Avôs, James e João Bosco pelas referências de família, aos meus familiares, aos amigos e à Renata, pela carinhosa companhia;

Aos meus padrinhos, Marco Heleno e Patrícia, pelo carinho e incentivos em todos os meus projetos;

Ao Mestre Rama, pelos ensinamentos superiores;

Ao meu amigo botânico Felipe Silva R. Pena e à Dra. Michelle Barbosa da Cruz, cujas participações neste trabalho foram determinantes;

Ao Prof. Eduardo von Sperling por receber de portas abertas e incentivar a ideia desta pesquisa e à Profa. Rosane Aguiar Euclides, pela co-orientação;

Aos professores Marcos von Sperling, Mônica Leão, Carlos Chernicharo e Olívia Vasconcelos, pelas orientações acadêmicas; À Profa. Silvia Corrêa por sua imensa gentileza e atenção; Ao Prof. Ricardo M. P. Coelho pelas informações cedidas;

Aos professores Antônio T. de Matos e Luiz S. Philippi pela participação na banca de avaliação;

À Bióloga Sylvia Meyer e sua equipe do CETEC, pelo apoio na identificação das espécies de macrófitas aquáticas e outras orientações; À Profa. Cristina Queiroz, pelos esclarecimentos sobre bioacumulação de metais-traço em vegetais;

À equipe do Projeto Águas de Minas, especialmente a Srta. Zenilde, Srta. Wanderlene, Srta. Vanessa, Srta. Marina e Sr. Milton pelas informações compartilhadas;

Aos senhores Scott Wallace, David Cooper, Paul Cooper, All Mattes, Florent Chazarenc, Caolan Harrington, Gil Penha-Lopes, Marcos von Sperling, Alisson Borges, Luciano Zanella, Sérgio Domingos, Daniel Furtado e Angela Ortigara, pelos diálogos preciosos no congresso Wetland 2010, em Veneza;

À UFMG, DESA, CNPq e FAPEMIG por permitirem que esta pesquisa ocorresse.

RESUMO

A maioria das pesquisas que compara wetlands construídos (WC) de escoamento subsuperficial plantados e não plantados para o tratamento de efluentes mostra um efeito significativo e positivo da presença das macrófitas na remoção de poluentes. As macrófitas aquáticas são um dos componentes fundamentais em sistemas de wetlands construídos, pois estão direta ou indiretamente relacionadas com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes associados a estes sistemas. Apesar de os benefícios da presença das macrófitas já terem sido repetidamente demonstrados, ainda não está claro se há diferenças significativas em eficiências de remoção de poluentes específicos entre as espécies de plantas de diferentes formas de vida e tamanho. Ainda que várias pesquisas demonstrem que existam estas diferenças, ainda não é possível generalizar as capacidades específicas de cada espécie vegetal. Tendo em vista estas considerações, pode-se dizer que a seleção das espécies vegetais em sistemas de wetlands construídos e fitorremediação é um importante componente de projeto e merece maior atenção.

A presente pesquisa investigou a bioacumulação de metais-traço (Cr, Cu, Pb, Ni, V e Zn) em macrófitas aquáticas ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas, com o objetivo de avaliar as capacidades de acumulação destes elementos nas várias espécies e discutir seu potencial para emprego em sistemas de *wetlands* construídos e fitorremediação. As plantas foram coletadas em três áreas, duas áreas urbanas e uma área natural preservada, identificadas e preparadas para análise de metais-traço.

Os resultados revelam as diferentes capacidades de acumulação e sugerem que algumas espécies possuem mecanismos específicos para remoção e translocação de metais-traço de raízes para partes aéreas. Dez dentre dezessete gêneros despontam como candidatos a pesquisas futuras sobre acumulação de metais-traço e emprego em sistemas de *wetlands* construídos e fitorremediação. Estas espécies apresentam boa produção de biomassa, sistemas radiculares geralmente bem desenvolvidos, boa tolerância a condições de alagamento e a elevadas concentrações de poluentes. Já foram estudadas por outros pesquisadores e apresentaram resultados positivos. São eles: *Cardamine* sp., *Commelina* sp., *Eclipta* sp., *Eichhornia* sp., *Heteranthera* sp., *Ludwigia* sp., *Plantago* sp., *Polygonum* sp., *Sagittaria* sp e *Typha* sp..

ABSTRACT

A substantial and positive effect of the presence of macrophytes in the removal of pollutants has been shown in most researches comparing planted and unplanted subsurface flow constructed wetlands (CW) for the treatment of effluents. Aquatic macrophytes are a major component in constructed wetland systems since they are directly or indirectly related with pollutant removal mechanisms associated to these systems. Time and again the presence of macrophytes has been proved beneficial; nevertheless, it is not yet clear whether different forms and sizes of plant species exhibit relevant differences when it comes to efficiency in the removal of specific pollutants. Although many researches demonstrate that such differences do exist, it is not yet possible to generalize about the specific capabilities of each plant species. Thus, it can be stated that the selection of macrophyte species in constructed wetland and phytoremediation systems is an important project component and deserves greater attention.

This research has investigated the bioaccumulation of heavy metals (Cr, Cu, Pb, Ni, V and Z) in macrophytes growing naturally in contaminated areas in order to evaluate the accumulation capabilities of these elements in different species and to discuss their potential use in constructed wetland and phytoremediation systems. Plants were collected in two urban areas and one naturally preserved area, identified and prepared for heavy metal analysis.

Results reveal different accumulation capabilities and suggest that certain species bear specific mechanisms that remove and translocate heavy metals from roots to stems and leaves. Out of seventeen genera ten have proved to be candidates for future research on heavy metal accumulation and use in constructed wetland and phytoremediation systems. These species have good biomass production, their root systems are generally well developed and they also resist flood conditions and high pollutant concentrations. They have presented positive results in studies conducted by other researchers. Such species are: *Cardamine* sp., *Commelina* sp., *Eclipta* sp., *Eichhornia* sp., *Heteranthera* sp., *Ludwigia* sp., *Plantago* sp., *Polygonum* sp., *Sagittaria* sp. and *Typha* sp.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE TABELAS.....	XII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	XIII
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 ELEMENTOS-TRAÇO COMO POLUENTES.....	4
3.1.1 <i>Cromo</i>	8
3.1.2 <i>Cobre</i>	8
3.1.3 <i>Chumbo</i>	9
3.1.4 <i>Níquel</i>	10
3.1.5 <i>Vanádio</i>	10
3.1.6 <i>Zinco</i>	11
3.2 FITORREMEDIAÇÃO	14
3.2.1 <i>Mecanismos de fitorremediação</i>	15
3.2.1.1 Fitoextração ou fitoacumulação	16
3.2.1.2 Fitodegradação ou fitotransformação	17
3.2.1.3 Rizodegradação	18
3.2.1.4 Fitoestabilização.....	18
3.2.1.5 Fitovolatilização	18
3.2.1.6 Rizofiltração	18
3.2.2 <i>Macrófitas aquáticas e fitorremediação</i>	19
3.3 FITORREMEDIAÇÃO E WETLANDS CONSTRUÍDOS	21
3.4 A REMOÇÃO DE METAIS-TRAÇO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	24
3.5 A SELEÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO COMPONENTE DE PROJETO PARA REMOÇÃO DE METAIS-TRAÇO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	25
3.6 AS INVESTIGAÇÕES EM CAMPO COMO FERRAMENTA PARA PROSPECÇÃO DE BIODIVERSIDADE	27
4. METODOLOGIA	29
4.1 COLETA E IDENTIFICAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	29
4.2 ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS-TRAÇO NAS ESPÉCIES COLETADAS	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 ESPÉCIES COLETADAS	36
5.2 ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS-TRAÇO NAS ESPÉCIES COLETADAS	40
5.2.1 <i>Concentrações de Cr</i>	42
5.2.2 <i>Concentrações de Cu</i>	49
5.2.3 <i>Concentrações de Pb</i>	57
5.2.4 <i>Concentrações de Ni</i>	65
5.2.5 <i>Concentrações de V</i>	72

5.2.6 <i>Concentrações de Zn</i>	79
5.3 PLANTAS EM DESTAQUE E CONSIDERAÇÕES IMPORTANTES.....	87
5.5 OUTRAS INVESTIGAÇÕES DE CAMPO E RESULTADOS SEMELHANTES.....	90
6. CONCLUSÕES.....	91
7. RECOMENDAÇÕES.....	92
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - GRUPOS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS. (FONTE: ESTEVES, 1998.)	20
FIGURA 3.2 - WC DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL. FONTE: ADAPTADO DE KNOWLES <i>ET AL.</i> (2010).....	23
FIGURA 3.3 - WC DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL HORIZONTAL. FONTE: ADAPTADO DE WALLACE (2010).	23
FIGURA 3.4 - WC DE ESCOAMENTO VERTICAL. FONTE: ADAPTADO DE KNOWLES <i>ET AL.</i> (2010).....	23
FIGURA 4.1 - ÁREA 1: LAGOA DA PAMPULHA. (FONTE: GOOGLE EARTH, 2009A).....	31
FIGURA 4.2 - ÁREA 2: CÓRREGO MERGULHÃO. (FONTE: GOOGLE EARTH, 2009B).	32
FIGURA 4.3 - ÁREA 3: LAGOA COMPRIDA. (FONTE: GOOGLE EARTH, 2009C).	33
FIGURA 5.1 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CR ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA	44
FIGURA 5.2 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CR ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA.....	44
FIGURA 5.3 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CR ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO.....	44
FIGURA 5.4 – CONCENTRAÇÕES DE CR POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA.....	45
FIGURA 5.5 - CONCENTRAÇÕES DE CR POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA	46
FIGURA 5.6 - CONCENTRAÇÕES DE CR POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	47
FIGURA 5.7- CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CR NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.....	48
FIGURA 5.8 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CU ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA	52
FIGURA 5.9 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CU ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA.....	52
FIGURA 5.10 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CU ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO.....	52
FIGURA 5.11 - CONCENTRAÇÕES DE CU POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA.....	53
FIGURA 5.12 - CONCENTRAÇÕES DE CU POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA	54
FIGURA 5.13 - CONCENTRAÇÕES DE CU POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	55
FIGURA 5.14 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE CU NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.....	56
FIGURA 5.15 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE PB ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA	60
FIGURA 5.16 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE PB ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA.....	60
FIGURA 5.17 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE PB ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	60
FIGURA 5.18 - CONCENTRAÇÕES DE PB POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA.....	61
FIGURA 5.19 - CONCENTRAÇÕES DE PB POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA	62
FIGURA 5.20 - CONCENTRAÇÕES DE PB POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	63
FIGURA 5.21 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE PB NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.....	64
FIGURA 5.22 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE NI ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA	67
FIGURA 5.23 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE NI ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA.....	67
FIGURA 5.24 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE NI ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	67
FIGURA 5.25 - CONCENTRAÇÕES DE NI POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA.....	68

FIGURA 5.26 - CONCENTRAÇÕES DE NI POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA	69
FIGURA 5.27 - CONCENTRAÇÕES DE NI POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	70
FIGURA 5.28 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE NI NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.....	71
FIGURA 5.29 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE V ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA	74
FIGURA 5.30 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE V ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA.....	74
FIGURA 5.31 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE V ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	74
FIGURA 5.32 - CONCENTRAÇÕES DE V POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA.....	75
FIGURA 5.33 - CONCENTRAÇÕES DE V POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA	76
FIGURA 5.34 - CONCENTRAÇÕES DE V POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	77
FIGURA 5.35 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE V NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.....	78
FIGURA 5.36 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE ZN ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA	82
FIGURA 5.37 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE ZN ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA.....	82
FIGURA 5.38 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE ZN ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	82
FIGURA 5.39 - CONCENTRAÇÕES DE ZN POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA COMPRIDA.....	83
FIGURA 5.40 - CONCENTRAÇÕES DE ZN POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NA LAGOA DA PAMPULHA	84
FIGURA 5.41 - CONCENTRAÇÕES DE ZN POR ÓRGÃO VEGETAL (RAÍZES, CAULES E FOLHAS) ENCONTRADAS NO CÓRREGO MERGULHÃO	85
FIGURA 5.42 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS DE ZN NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.....	86

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 - FUNÇÃO BIOLÓGICA, TOXICIDADE PARA PLANTAS E ANIMAIS E CLASSIFICAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA DE ALGUNS ELEMENTOS-TRAÇO IMPORTANTES.	6
TABELA 3.2- FONTES DE CONTAMINAÇÃO E SINTOMAS DE TOXICIDADE PARA ALGUNS METAIS-TRAÇO.	13
TABELA 3.3 - VALORES DE REFERÊNCIA PARA ALGUNS METAIS-TRAÇO.	14
TABELA 3.4 - MECANISMOS DE FITORREMEDIAÇÃO E COMPOSTOS TRATADOS	16
TABELA 5.1 – FAMÍLIAS, GÊNEROS E ESPÉCIES ENCONTRADOS NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO.	38
TABELA 5.2 - CONCENTRAÇÕES TOTAIS NAS ESPÉCIES ENCONTRADAS EM AMBAS AS ÁREAS URBANAS.	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
TABELA 5.3 - OUTRAS INVESTIGAÇÕES DE CAMPO E GÊNEROS SEMELHANTES	90
TABELA 5.4 - CONCENTRAÇÕES DE METAIS-TRAÇO ENCONTRADAS POR CARDWELL ET AL. (2002) EM GÊNEROS SIMILARES.	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Ag - Prata

Al - Alumínio

As - Arsênio

B - Boro

Ba - Bário

Be - Berílio

Cd - Cádmio

Co - Cobalto

Cr - Cromo

Cu - Cobre

F - Flúor

Fe - Ferro

Hg - Mercúrio

Mn – Manganês

Mo - Molibdênio

Ni - Níquel

Pb - Chumbo

Sb - Antimônio

Se - Selênio

Tl - Tálíio

V - Vanádio

Zn – Zinco

N - Nitrogênio

P - Fósforo

AABB – Associação Atlética do Banco do Brasil

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, Xileno

CETEC – Centro Tecnológico de Minas Gerais

CW – Constructed wetlands

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DDT - Dicloro-Difenil-Tricloroetano

DNT - Dinitrotolueno

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EUA – Estados Unidos da América

HAP – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos
HClO₄ – Ácido Perclórico
HMX – High Melting Point Explosive
HNO₃ – Ácido Nítrico
HTP – Hidrocarbonetos Totais de Petróleo
IARC – International Agency for Research on Cancer
ICP - Inductively Coupled Plasma
ITRC – Interstate Technology and Regulatory Council
mV - Milivolts
PCB – Bifenilas Policloradas
PCP - Pentaclorofenol
Potencial REDOX – Potencial de oxi-redução
RDX – Royal Demolition Explosive
TNT – Trinitrotolueno
UCP – Unidade de Crescimento de Plantas
UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais
UFV – Universidade Federal de Viçosa
USEPA – United States Environmental Protection Agency
WC – *Wetlands* construídos

1. INTRODUÇÃO

A maioria das pesquisas que compara *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial plantados e não plantados para o tratamento de efluentes mostra um efeito significativo e positivo da presença das macrófitas na remoção de poluentes. De fato, o papel das macrófitas como um componente essencial em WC está bem estabelecido. Por exemplo, as macrófitas oferecem uma grande área superficial para a fixação e crescimento de microrganismos e fornecem carbono orgânico e oxigênio na rizosfera. Entre outras funções estão a redução da velocidade do escoamento, a estabilização do leito filtrante e a manutenção da condutividade hidráulica. Apesar de os benefícios da presença das macrófitas já terem sido repetidamente demonstrados ainda não está claro se há diferenças significativas em eficiências de remoção entre as espécies de plantas de diferentes formas de vida e tamanho (Brisson e Chazarenc, 2009). Ainda que várias pesquisas demonstrem que existam estas diferenças, ainda não é possível generalizar as capacidades específicas de cada espécie vegetal.

Em relação à remoção de nutrientes em sistemas de *wetlands* construídos, Greenway e Woolley (1999) mostram que diferentes espécies apresentam concentrações variadas em tecidos vegetais diferentes. Os autores investigaram 60 espécies em nove WC piloto na Austrália e concluíram que as macrófitas emergentes apresentaram as menores concentrações de nutrientes. Outra conclusão importante é que as concentrações de nitrogênio foram maiores em caules e folhas se comparadas às raízes e rizomas. Já para fósforo, as raízes apresentam maiores concentrações. Esta última conclusão levanta outro ponto de discussão quanto ao compartimento final de acumulação no vegetal e incentiva os debates sobre seleção de macrófitas para estes sistemas.

A pesquisa de Bragato *et al.* (2006) também aponta para a mesma direção quanto às diferenças entre bioacumulação em macrófitas. Em um sistema de *wetlands* construídos na laguna de Veneza estes autores investigaram as diferenças de acumulação de nutrientes (N, P, K e Na) e metais-traço (Cr, Ni, Cu e Zn) em duas macrófitas emergentes, *Phragmites australis* e *Bolboschoenus maritimus* e revelaram que em *P. australis* as concentrações de todos os elementos foram superiores às da segunda espécie. Os autores ainda revelam que as concentrações de metais-traço aumentam significativamente ao final da estação de crescimento.

Estas conclusões demonstram as diferenças fisiológicas entre as espécies vegetais em termos de captura e estoque de nutrientes e deixam claro que estes mecanismos devem ser levados em conta quando se pretende remover estes elementos de águas residuárias através de sistemas que empregam as macrófitas aquáticas.

À medida que aumenta a demanda por sistemas de controle da poluição e reuso de águas, os *wetlands* construídos ganham maior espaço mundialmente. Segundo Cooper (2010), seria justo dizer que não houve, nos últimos 100 anos, um sistema que tenha sido tão bem sucedido em relação ao número de sistemas implantados tão rapidamente quanto os WC. No Reino Unido, até 2008, registravam-se 1005 projetos implantados para aplicações como tratamento de efluentes domésticos, drenagem de minas, percolado de aterros sanitários, efluentes industriais, tratamento de escoamento superficial urbano, de estradas e agrícola.

Tendo em vista o potencial dos *wetlands* construídos para remediação de vários compostos (poluentes) e meios contaminados e o crescente interesse para o emprego destes sistemas, é fundamental que se compreenda os detalhes sobre o papel das macrófitas aquáticas, juntamente com outros componentes do sistema. Algumas perguntas resumem estas considerações: (1) existem espécies de plantas que possuem um desempenho melhor que outras para a remoção de poluentes? (2) é possível selecionar as espécies para este fim de acordo com suas capacidades específicas de remoção? (3) quais são os mecanismos fisiológicos envolvidos/responsáveis pela remediação de um certo poluente por uma certa planta? (4) não deveria ser dada maior atenção à seleção de macrófitas aquáticas em *wetlands* construídos? Tal como sugere Brisson e Chazarenc (2009), a seleção de espécies poderá ser o último passo para maximizar a remoção de poluentes em *wetlands* construídos.

É com esta discussão que a presente pesquisa visa contribuir, demonstrando que as espécies de macrófitas aquáticas possuem diferentes capacidades para remoção de metais-traço em diferentes órgãos vegetais e que a seleção de espécies é um importante componente de projeto em sistemas de *wetlands* construídos.

2. OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Investigar a capacidade de bioacumulação para metais-traço por macrófitas aquáticas expostas a ambientes urbanos poluídos visando encontrar diferenças entre as espécies e identificar aquelas com potencial de remediação de metais-traço para emprego em sistemas de fitorremediação e *wetlands* construídos.

2.2 *Objetivos específicos*

- Coletar e identificar espécies de macrófitas aquáticas tolerantes ou adaptadas a ambientes poluídos;
- Analisar a composição química dos órgãos vegetais (raiz, caule, folha) das macrófitas quanto à presença de metais-traço (Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn);
- Avaliar as capacidades das macrófitas aquáticas para remoção de diferentes metais-traço
- Discutir a seleção de macrófitas aquáticas como um importante componente de projeto para remoção de metais-traço em sistemas de *wetlands* construídos.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Elementos-traço como poluentes

Os rápidos avanços nas áreas de ciência e tecnologia permitiram aos seres humanos explorar recursos naturais a uma imensa extensão, gerando distúrbios sem precedentes nos ciclos biogeoquímicos. A recente introdução antrópica de metais tóxicos e sua expressiva realocação em diferentes compartimentos ambientais, especialmente a água, resultou em severa pressão na capacidade autodepuradora dos ecossistemas aquáticos. Conseqüentemente, a acumulação de poluentes é um assunto de grande importância tanto para a saúde humana quanto ambiental, no que se refere à exposição e impactos potenciais (Susarla *et al.*, 2002; Rai, 2009).

A definição de elementos-traço mais aceita descreve-os como elementos que ocorrem nos organismos em concentrações muito baixas, menores que 0,01%. Engloba os elementos essenciais com relevância fisiológica (micronutrientes); elementos que podem ser tóxicos em elevadas concentrações e os elementos que são tóxicos mesmo em pequenas concentrações. Estão presentes no meio ambiente porque se originam de rochas. Sendo assim, suas concentrações dependem do conteúdo nas rochas basais, o que leva a variações regionais (Marmioli e Maestri, 2008).

São várias as fontes de poluição por elementos-traço e estas podem ser tanto naturais quanto antrópicas. As fontes naturais de poluição podem ser exemplificadas por erupções vulcânicas e regiões que apresentam naturalmente elevadas concentrações destes elementos nas rochas e solos e, conseqüentemente, em águas subterrâneas e superficiais.

De modo crescente, o ciclo natural destes elementos vem sendo perturbado por interferências humanas que os disseminam no ambiente. As fontes antrópicas são diversas: resíduos líquidos, sólidos e atmosféricos industriais, rejeitos de mineração e drenagem ácida de minas, percolado de aterros sanitários e industriais, efluentes domésticos, aplicação de pesticidas, fertilizantes, lodos e efluentes em agricultura, escoamento superficial urbano, queima de combustíveis fósseis, entre outros.

Alguns elementos-traço têm sido considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros não o são. Entretanto, mesmo aqueles essenciais podem, sob condições

específicas, causar impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se, assim, contaminantes ou poluentes de solo e água (Guilherme *et al.*, 2002).

Diferentes organismos possuem diferentes requerimentos nutricionais, por essa razão alguns elementos podem ser essenciais para um organismo e tóxicos para outro (Marmiroli e Maestri, 2008). A tabela 3.1 traz algumas informações pertinentes à essencialidade de alguns Elementos-traço.

Nesta pesquisa são enfocados os elementos Cromo (Cr), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Níquel (Ni), Vanádio (V) e Zinco (Zn), também tratados como metais-traço. A seguir, apresentam-se as principais características de cada metal-traço em questão.

Tabela 3.1 - Função biológica, toxicidade para plantas e animais e classificação de risco à saúde humana de alguns elementos-traço importantes.

Elemento	Função biológica	Toxicidade relativa ^a		Classificação na lista de poluentes prioritários - ATSDR ^c 2007	Classificação quanto ao potencial carcinogênico - IARC ^d 2010
		Plantas ^b	Mamíferos		
Ag	Nenhuma conhecida	A (5-10)	A	213	-
Al	Pode ativar desidrogenase succínica	M (50-200)	B	186	1
As	Nenhuma conhecida em animais. Constituinte de fosfolipídeos em algas e fungos.	MA (5-20)	A	1	1
B	Essencial para plantas. Constituinte do fosfogluconato	M (50-200)	B	-	-
Ba	Nenhuma conhecida	B (500)	A (formas solúveis)	109	-
Be	Nenhuma conhecida	MA (10-50)	A	40	1
Cd	Nenhuma conhecida	MA (5-30)	A (cumulativo)	8	1
Co	Essencial para mamíferos. Cofator em numerosas enzimas. Importante na fixação simbiótica de N ₂	MA (15-50)	M	50	2B
Cr	Provavelmente envolvido no metabolismo de açúcares em mamíferos.	MA (5-30)	A (Cr ⁶⁺) M (Cr ³⁺)	18 (Cr ⁶⁺) 77 (Cr ³⁺)	1 (Cr ⁶⁺) 3 (Cr ³⁺)
Cu	Essencial para todos os organismos. Cofator em enzimas redox e no transporte de O ₂ .	MA (20-100)	M	133	3
F	Fortalece os dentes em mamíferos	BM (50-500)	M	214	-
Fe	Essencial para todos os organismos. Cofator em muitas enzimas e proteínas heme.	B (> 1000)	B	-	1*
Hg	Nenhuma conhecida	A (1-3)	A (cumulativo)	3	3 (inorgânico) 2B (metilmercúrio)
Mn	Essencial para todos os organismos. Cofator em muitas enzimas. Envolvido na reação de quebra da água na fotossíntese	BM (300-500)	M	115	-

Mo	Essencial para todos os organismos. Cofator enzimático na fixação de N ₂ e na redução do NO ₃ ⁻ .	M (10-50)	M	-	-
Ni	Nenhuma conhecida em mamíferos. Provavelmente essencial para plantas. Encontrado na Urease.	MA (10-100)	M	55	2B (Ni metálico) 1 (compostos de Ni)
Pb	Nenhuma conhecida.	M (30-300)	A (cumulativo)	2	2B (elementar) 2A (compostos inorgânicos) 3 (compostos orgânicos)
Sb	Nenhuma conhecida.	M (150)	A	222	2B (trióxido de) 3 (trissulfeto de)
Se	Essencial para mamíferos e outras plantas.	MA (5-30)	A	147	3
Tl	Nenhuma conhecida	MA (20)	A	-	-
V	Requerido pelas algas verdes. Provavelmente envolvido na fixação de N ₂ . Constituinte da porfirina e da proteína heme.	A (5-10)	A	198	2B (pentóxido de)
Zn	Essencial para todos os organismos. Cofator em muitas enzimas.	BM (100-400)	BM	74	-

a: Letras classificam a toxicidade como baixa (B), moderada (M) e alta (A); b: números entre parênteses denotam a concentração do elemento no tecido foliar (mg/kg base em massa seca) que mostra toxicidade em plantas que não são nem altamente sensíveis nem tolerantes; c: elemento não classificado não se enquadra na lista de 275 poluentes prioritários (<http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>); d: classificação da IARC: Grupo 1: Carcinogênico para humanos; Grupo 2A: Provavelmente carcinogênico para humanos; Grupo 2B: Possivelmente carcinogênico para humano; Grupo 3: Não classificável quanto sua carcinogenicidade para humanos; Grupo 4: Provavelmente não carcinogênico para humanos. Fonte: adaptado de Guilherme *et al.*, 2002 apud McBride, 1994; ATSDR, 2007a; IARC, 2010.

*exposição ocupacional durante a fundição de ferro e aço.

3.1.1 Cromo

O cromo é um elemento que ocorre naturalmente na crosta terrestre. Suas três principais formas são: cromo (0), cromo (III) e cromo (VI). Pequenas quantidades de cromo (III) são consideradas necessárias para a saúde humana. O cromo é liberado no meio ambiente por fontes naturais e antropogênicas, sendo que as maiores contribuintes são as atividades industriais. As indústrias que mais contribuem para a liberação de cromo incluem processamento de metais, curtumes, produção de cromato, soldagem de aço inoxidável e produção de pigmentos para tintas e vernizes (ATSDR, 2008).

O contato ou a exposição ao cromo, pela população geral, pode se dar por inalação, ingestão de alimentos ou água contaminados e contato dermal. Os níveis de cromo em águas doces nos EUA tipicamente variam de menores que 1 a 30 µg/L, com um valor médio de 10 µg/L. Águas de abastecimento tipicamente contêm cromo em níveis variando de 0,2 a 35 µg/L, entretanto, a maioria das fontes de água contêm níveis menores que 5 µg/L (ATSDR, 2008).

Segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer o cromo é um agente classe 1, ou seja, considerado carcinogênico para humanos (IARC, 2010).

No Brasil, alguns valores de referência para este metal são encontrados em legislação pertinente. As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam estes valores e outras informações sobre este elemento.

3.1.2 Cobre

O cobre é um elemento metálico que ocorre naturalmente como um metal livre ou associado a outros elementos em compostos que compõem vários minerais. A maioria dos compostos de cobre se encontra nos estados de valência 1+ Cu(I) e 2+ Cu(II). Este metal é primariamente usado como liga, por exemplo, latão e bronze. O sulfato de cobre é usado como fungicida, algicida e suplemento nutricional (ATSDR, 2004).

Particulados de cobre são liberados na atmosfera por poeira, erupções vulcânicas e fontes antropogênicas como unidades de fundição e processamento de minério de cobre. Para os cursos d'água, o cobre é liberado por processos naturais como desgaste de rochas, distúrbios do solo e fontes antropogênicas, por exemplo, estações de tratamento

de efluentes domésticos e industriais. As concentrações de cobre nas águas de abastecimento nos EUA variam amplamente em função das variações de pH e dureza da água de alguns $\mu\text{g/L}$ a 10 mg/L . As concentrações médias nos solos dos EUA variam de 5 a 70 mg/kg (ATSDR, 2004).

Segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer o cobre é um agente classe 3, ou seja, não classificável quanto sua carcinogenicidade para humanos (IARC, 2010).

No Brasil, alguns valores de referência para este metal são encontrados em legislação pertinente. As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam estes valores e outras informações sobre este elemento.

3.1.3 Chumbo

O chumbo ocorre naturalmente na crosta terrestre em níveis de 15 a 20 mg/kg . Em comparação com os dois metais mais abundantes na terra, alumínio e ferro, o chumbo é um metal relativamente incomum. Raramente ocorre em seu estado elemental, apresentando-se em vários minérios em seu estado $2+$ de oxidação, principalmente Galena (PbS), Anglesita (PbSO_4) e Cerussita (PbCO_3) (ATSDR, 2007b).

Os níveis de chumbo no meio ambiente (não considerados os depósitos minerais) vêm aumentando nos últimos três séculos como resultado das atividades humanas. A exposição humana ao chumbo é comum e resulta de vários usos deste metal, devido a suas propriedades excepcionais. O maior uso industrial de chumbo atualmente é para a produção de baterias, largamente usadas na indústria automotiva. Outros usos do chumbo incluem a produção de ligas, soldas, equipamentos de proteção para máquinas de raios-X e na produção de materiais resistentes à ácidos e corrosão na indústria de construção (ATSDR, 2007b).

Segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer o chumbo é um agente classificado em 3 formas: elemental, classe 2B (possivelmente carcinogênico para humanos); em compostos orgânicos, classe 2A (provavelmente carcinogênico para humanos); e em compostos orgânicos, classe 3 (não classificável quanto sua carcinogenicidade para humanos) (IARC, 2010).

No Brasil, alguns valores de referência para este metal são encontrados em legislação pertinente. As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam estes valores e outras informações sobre este elemento.

3.1.4 Níquel

O níquel é um metal que ocorre naturalmente em solos e poeira vulcânica. É usado em combinação com outros metais para formar ligas usadas em moedas, jóias e aço inoxidável. Compostos de níquel são usados em galvanoplastia, para coloração de cerâmicas e produção de baterias (ATSDR, 2005a).

Níveis naturais de níquel nos solos variam amplamente dependendo da geologia local e contribuições antropogênicas, mas valores entre 4 e 80 mg/kg podem ser encontrados. Algumas áreas dos EUA podem conter concentrações naturais em solos tão altas quanto 5000 mg/kg. As concentrações de níquel em águas superficiais e subterrâneas variam entre 3 e 10 µg/L, e em águas de abastecimento nos EUA geralmente variam de 0,55 a 25 µg/L, com média entre 2 e 4,3 µg/L. Elevadas concentrações de níquel podem existir como resultado de corrosão e dissolução de ligas usadas em válvulas. Para a população em geral a principal rota de exposição é a ingestão de alimentos contaminados (ATSDR, 2005a).

Segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer, o níquel é um agente classificado em 2 formas: metálico, classe 2B (possivelmente carcinogênico para humanos); e compostos de níquel, classe 1 (carcinogênico para humanos) (IARC, 2010).

No Brasil, alguns valores de referência para este metal são encontrados em legislação pertinente. As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam estes valores e outras informações sobre este elemento.

3.1.5 Vanádio

O vanádio é um elemento natural na terra, ocorre em concentrações de cerca de 150 mg/kg. É um metal de coloração branca a cinza geralmente encontrado como cristais e não possui odor específico. Ocorre naturalmente em óleos combustíveis e carvão mineral. No ambiente geralmente se combina a outros elementos como oxigênio, sódio,

enxofre ou cloro. É empregado na indústria, geralmente para fabricação de aço e ligas. Menores quantidades são usadas para fabricação de plásticos, cerâmicas e outros químicos. De forma natural, o vanádio é liberado para o meio ambiente quando rochas contendo este elemento são fragmentadas e dispersadas pelo vento e chuva, assim encontrará sua rota para as águas superficiais, subterrâneas ou solo. A principal rota antropogênica de entrada de vanádio no ecossistema é através da queima de combustíveis fósseis. As cinzas e particulados da queima de combustíveis ou outros resíduos de processamento de minérios contendo vanádio podem ser dispersos no ambiente (ATSDR, 1992).

Segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer o pentóxido de vanádio é um agente classificado como 2B, ou seja, possivelmente carcinogênico para humanos (IARC, 2010).

No Brasil, alguns valores de referência para este metal são encontrados em legislação pertinente. As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam estes valores e outras informações sobre este elemento.

3.1.6 Zinco

O zinco é onipresente no meio ambiente, constituindo 20 a 200 mg/kg da crosta terrestre. Não é encontrado como zinco elemental na natureza, mas formando óxidos de zinco ou esfalerita (ZnS). É liberado para o ecossistema como resultado de atividades de mineração, fundição de minérios de zinco, chumbo e cádmio, produção de aço, queima de carvão mineral e queima de resíduos. Este metal é empregado mais comumente como revestimento de outros metais, tais como ferro e aço. Também é componente de várias ligas, incluindo aquelas para fundição, bem como para latão e bronze. Várias ligas de zinco podem ser encontradas em produtos domésticos (ATSDR, 2005b).

O zinco é encontrado em solos e materiais superficiais de todo os EUA em concentrações menores que 5 a 2900 mg/kg, com uma média de 60 mg/kg. As concentrações naturais em águas superficiais são usualmente menores que 0,05 mg/L, mas podem variar de 0,002 a 50 mg/L (ATSDR, 2005b).

Este metal é um nutriente essencial aos humanos e animais, fazendo parte do funcionamento de várias metaloenzimas, incluindo a Álcool desidrogenase, Fosfatase

alcalina, Anidrase carbônica, Leucina aminopeptidase, Superóxido dismutase. A exposição ao zinco se dá preferencialmente por ingestão. Sua deficiência está relacionada a várias doenças como dermatite, anorexia, depressão imunológica e de função mental. Má formação infantil também já foi associada à sua deficiência em mães (ATSDR, 2005b).

Este elemento não é classificado em nenhuma categoria pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC, 2010).

No Brasil, alguns valores de referência para este metal são encontrados em legislação pertinente. As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam estes valores e outras informações sobre este elemento.

Tabela 3.2- Fontes de contaminação e sintomas de toxicidade para alguns metais-traço.

Metal	Principais fontes industriais de contaminação	Sintomas de toxicidade
Cr	Indústria metalúrgica, química, da madeira, do petróleo, farmacêutica, têxtil, de plásticos; componentes elétricos e eletrônicos; curtumes; adesivos; corantes e pigmentos; fertilizantes; tintas e vernizes; material fotográfico.	Deficiência renal
Cu	Indústria metalúrgica, química, da madeira, do petróleo, de plásticos, farmacêutica, têxtil; produtos mecânicos; componentes elétricos e eletrônicos; curtumes; adesivos; tintas e vernizes; hospitais; lavanderias; canalizações de água quente.	Náusea, dores musculares
Pb	Indústria metalúrgica, química, do petróleo de plásticos, farmacêutica, têxtil; componentes elétricos e eletrônicos; borracha; curtumes; adesivos; corantes e pigmentos; explosivos; tintas e vernizes; hospitais; lavanderias; material fotográfico; escoamento pluvial de vias públicas; canalizações.	Náuseas, fraqueza muscular, perda de memória, doenças renais, anemias
Ni	Indústria metalúrgica, química, de plásticos, farmacêutica, têxtil; produtos mecânicos; componentes elétricos e eletrônicos; curtumes; corantes e pigmentos; explosivos; tintas e vernizes; lavanderias; material fotográfico.	Redução do ganho de peso corporal
V	Indústria metalúrgica, química; pesticidas; tintas, pigmentos, vernizes; lâmpadas de mercúrio; inibidores de corrosão; material fotográfico.	Problemas gastrointestinais, lesões renais
Zn	Indústria metalúrgica, química, de plásticos, farmacêutica, têxtil, do petróleo, farmacêutica; produtos mecânicos; componentes elétricos e eletrônicos; curtumes; borracha; corantes e pigmentos; explosivos; pesticidas; tintas e vernizes; lavanderias; material fotográfico.	Redução dos níveis de cobre no organismo

Fonte: adaptado de von Sperling (2005) e Marmiroli e Maestri (2008).

Tabela 3.3 - Valores de referência para alguns metais-traço.

Elemento	Potabilidade (mg/L) ^a	Cursos d'água classe 1 ^b (mg/L)	Limite máximo para lançamento de efluentes (mg/L) ^b	Referência de qualidade para solos (mg/kg base massa seca) ^c	Valor de intervenção para águas subterrâneas (µg/L) ^c
Cr	0,05	0,05	0,05 (Cr ⁶⁺) 1,0 (Cr ³⁺)	40	50
Cu	2	0,009	1,0	35	2000
Pb	0,01	0,01	0,1	17	10
Ni	-	0,025	1,0	13	20
V	-	0,1	-	275	-
Zn	-	0,18	5,0	60	5000

Fonte: a: Brasil (2004); b: COPAM/CERH (2008); c: CETESB (2005).

3.2 Fitorremediação

A fitorremediação (*Fito* = planta e *remediar* = dar remédio, corrigir) é uma tecnologia emergente que utiliza várias plantas (vegetais) para degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes em solos e águas. Esta tecnologia tem sido considerada como uma alternativa inovadora e de baixo custo à maioria das técnicas de tratamento já estabelecidas para áreas contaminadas (USEPA, 2000).

A fitorremediação apresentam enorme aplicabilidade tal como tratamento de solos e lodos contaminados, efluentes industriais e domésticos, drenagem ácida de minas, percolado de aterros sanitários, escoamento superficial urbano, rural e industrial, cobertura vegetal para áreas contaminadas, construção de barreiras hidráulicas, remediação de águas subterrâneas, entre outros. É possível empregar sistemas de fitorremediação para controle dos mais variados poluentes, tais como hidrocarbonetos de petróleo, compostos organoclorados, pesticidas e herbicidas, explosivos, metais-traço, radionuclídeos, nutrientes, patógenos, entre outros (USEPA, 2000; Williams, 2002; Susarla *et al.*, 2002; ITRC, 2003; Sheoran e Sheoran, 2006; Rai, 2009; Dhir *et al.*, 2009).

Em vários projetos de remediação a fitorremediação é vista como um passo final para o polimento da matriz contaminada, mas em casos em que as concentrações são menores, esta técnica pode ser empregada como única etapa e ser uma estratégia economicamente viável e muito eficaz. Apesar da diversidade de opções, a fitorremediação ainda está em sua “infância”. A maioria das pesquisas foi realizada em laboratórios sob condições controladas e por curtos períodos de tempo. Pesquisas mais extensas em condições de campo e de longa duração ainda são necessárias para um melhor entendimento dos potenciais da fitorremediação (Susarla *et al.*, 2002).

3.2.1 Mecanismos de fitorremediação.

Os mecanismos pelos quais as plantas podem remediar compostos tóxicos são: fitoacumulação ou fitoextração, fitodegradação ou fitotransformação, fitoestabilização, fitoestimulação, fitovolatilização e rizofiltração; cada um deles dependendo do grupo dos contaminantes, capacidades das plantas e outros fatores. A tabela 3.4 resume estas informações.

Os processos pelos quais as plantas promovem a remediação de vários compostos tóxicos em áreas contaminadas incluem: a) modificação de propriedades do meio contaminado; b) liberação de exudatos radiculares, aumentando as concentrações de carbono orgânico; c) aumento da aeração por liberar oxigênio diretamente na zona de raízes, bem como aumento da porosidade das camadas superiores dos solos; d) interceptação e retardo do movimento dos poluentes; e) transformações enzimáticas co-metabólicas entre plantas e microrganismos; f) redução da migração lateral e vertical de poluentes para a água (Susarla *et al.*, 2002).

Alguns dos fatores que afetam a captura e distribuição dos poluentes nas plantas são: (1) propriedades químicas e físicas do composto (ex. solubilidade em água, pressão de vapor, peso molecular, especiação química, coeficiente de repartição óleo-água - K_{ow}); (2) características ambientais (ex. temperatura, pH, teor de matéria orgânica, potencial REDOX, salinidade e umidade do solo); (3) características das plantas (ex. espécie de planta, tipo de sistema radicular, tipos de enzimas envolvidos, mecanismos específicos e taxas de transpiração) (Susarla *et al.*, 2002; Dhir *et al.*, 2009; Rai, 2009).

Tabela 3.4 - Mecanismos de Fitorremediação e compostos tratados

Tipo	Compostos químicos tratados
Fitoacumulação / fitoextração	Cádmio, cromo, chumbo, níquel, selênio, zinco e outros metais traço, radionuclídeos, BTEX (benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno).
Fitodegradação / fitotransformação	Explosivos (DNT, HMX, nitrobenzeno, nitroetano, nitrometano, nitrotolueno, ácido pícrico, RDX, TNT) antrazina, solventes clorados, (clorofórmio, tetracloreto de carbono, hexacloroetano, tetracloroetano, tricloroetano, dicloroetano, cloreto de vinila, tricloroetanol, dicloroetanol, ácido tricloroacético, ácido dicloroacético, ácido monocloroacético, tetraclorometano, triclorometano), DDT, brometo de metila, tetrabromoetano, tetracloroetano; outros pesticidas clorados e fosforados; bifenilas policloradas (PCB), fenóis e nitrilas.
Rizodegradação	Hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), BTEX, pesticidas, solventes clorados, pentaclorofenol (PCP), PCB, surfactantes.
Fitoestabilização	Metais traço, fenóis e solventes clorados.
Fitoestimulação	HAP, BTEX; outros hidrocarbonetos derivados do petróleo; antrazina; alaclor; PCB; tetracloroetano, tricloroetano e outros compostos orgânicos.
Fitovolatilização	Solventes clorados (tetracloroetano, triclorometano e tetraclorometano); mercúrio e selênio.
Rizofiltração	Metais traço, compostos orgânicos, radionuclídeos.

Fonte: Susarla *et al.* (2002); USEPA (2000), ITRC (2001).

3.2.1.1 Fitoextração ou fitoacumulação

A fitoextração é a remoção de um contaminante do solo, água subterrânea ou superficial pelas plantas. Ocorre quando o contaminante capturado é translocado para raízes, caules, folhas e outras partes, resultando em acumulação na planta (USEPA, 2000; ITRC, 2001).

Algumas plantas absorvem grandes quantidades não usuais de metais (ex. níquel, zinco, cobre, cromo) em comparação com outras plantas e as concentrações do ambiente. São as chamadas hiperacumuladoras. A hiperacumulação de metais é definida como a acumulação de mais de 0,1% por massa seca no tecido vegetal (0,01% para cádmio).

Hiperacumulação de elementos mais comuns, como ferro e manganês, é definida como acima de 1% do elemento por massa seca em tecido vegetal. Alguns vegetais também podem ser hiperacumuladores de sais, geralmente cloreto de sódio, mas também cloreto de cálcio e magnésio (Susarla *et al.*, 2002; ITRC, 2001).

No processo de hiperacumulação de contaminantes, algumas plantas podem remediar o meio contaminado a níveis aceitáveis. Algumas plantas podem crescer em áreas contaminadas e tolerar a hiperacumulação de metais e outros contaminantes, como o perclorato. Outras plantas podem morrer ou sofrer estresse severo nestas condições. Plantas menos tolerantes podem ainda ser usadas em áreas contaminadas e depois colhidas e dispostas após a acumulação até sua capacidade máxima. Estes campos podem ser replantados e completar a remediação. Outra opção é recuperar o metal após a colheita das plantas (Susarla *et al.*, 2002).

Se o objetivo da remediação é colher as plantas após a acumulação é desejável que as plantas selecionadas sejam capazes de translocar o contaminante da raiz até tecidos acima do solo, tais como brotos, caules e folhas. Se o contaminante permanece na raiz, a coleta e disposição final podem ser mais difíceis (Susarla *et al.*, 2002).

3.2.1.2 Fitodegradação ou fitotransformação

A fitodegradação, ou fitotransformação é a quebra de contaminantes (principalmente orgânicos) capturados através de processos metabólicos, ou externamente à planta, através do efeito de compostos (enzimas e co-fatores enzimáticos) produzidos e excretados pelas plantas. Os principais mecanismos envolvidos neste processo são a captura e metabolismo vegetal. Os subprodutos gerados pela degradação na planta são armazenados em vacúolos ou incorporados ao tecido vegetal. Quando a degradação do contaminante é dirigida por microrganismos associados à zona de raízes, o processo é chamado de rizodegradação (USEPA, 2000; ITRC, 2001).

Algumas enzimas de interesse particular para a fitodegradação são: (1) desalogenase (transformação de compostos clorados); (2) peroxidase (transformação de compostos fenólicos); (3) nitroreductase (transformação de explosivos e outros compostos nitrados); (4) nitrilase (transformação de compostos cianetados aromáticos); (5) fosfatase (transformação de pesticidas organofosfatados) (Susarla *et al.*, 2002).

3.2.1.3 Rizodegradação

É a quebra de contaminantes orgânicos no solo através de atividade microbiana que é aumentada pela presença da zona de raízes. A atividade das populações microbiológicas na zona de raízes e solo pode ser aumentada devido à presença de exudatos, tais como: açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, ácidos graxos, esteróis, fatores de crescimento, nucleotídeos, flavanonas, enzimas e outros (USEPA, 2000).

3.2.1.4 Fitoestabilização

A fitoestabilização é definida como a imobilização de um contaminante no solo através de absorção e acumulação, adsorção ou precipitação na zona de raízes. Visa o uso de plantas para impedir a migração do contaminante pelo vento, água, erosão, vazamento ou dispersão do solo (USEPA, 2000).

Este processo ocorre pela microbiologia e química da zona de raízes e/ou das características do solo (ex. pH, potencial REDOX, teor de umidade) e do contaminante (ex. especiação química, estrutura química). Como exemplo, pode-se citar o efeito de alteração de pH provocada por alguns exudatos vegetais que leva à precipitação de metais (USEPA, 2000; Susarla *et al.*, 2002). Outros exudatos podem acelerar a atividade microbiológica no solo, favorecendo a estabilização de compostos orgânicos (ITRC, 2001).

3.2.1.5 Fitovolatilização

A capacidade das plantas em absorver e transpirar grandes volumes de água pode ser empregada para o controle da dispersão ou remoção de um poluente da água ou solo. Durante a transpiração as plantas convertem um contaminante (orgânico ou inorgânico solúvel) a formas voláteis, removendo-o do solo ou água, ou seja, o contaminante é capturado e eliminado por transpiração. Nesta rota o composto pode ser convertido a formas menos tóxicas pela ação de enzimas vegetais. Como exemplo, é possível citar a conversão de selênio a dimetil-selênio, uma forma menos tóxica e volátil deste elemento (USEPA, 2000; ITRC, 2001).

3.2.1.6 Rizofiltração

Esta tecnologia, também conhecida como sistemas hidropônicos, consiste em conduzir a água contaminada por leitos artificiais plantados com espécies específicas. Nestes sistemas ocorre a adsorção, absorção ou precipitação nas raízes de contaminantes que

estão solubilizados na rizosfera, por processos bióticos ou abióticos. Dependendo do contaminante pode ocorrer absorção, concentração e translocação no vegetal e exudatos vegetais podem promover a precipitação de metais. O primeiro resultado da rizofiltração é a contenção do poluente, imobilizados ou acumulados na planta. Em seguida, as plantas são removidas fisicamente do sistema e uma nova série de plantas é replantada (USEPA, 2000, ITRC; 2001).

3.2.2 Macrófitas aquáticas e fitorremediação

O termo macrófitas aquáticas refere-se às plantas que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos (Esteves, 1998). Distribuem-se nos seguintes grupos quanto aos seus biótopos:

- Macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora da água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Sagittaria*, *Polygonum*.
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Nymphoides*.
- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*.
- Macrófitas aquáticas submersas livres: plantas que permanecem flutuando submersas na água em locais de pouca turbulência. Ex.: *Utricularia*, *Ceratophyllum*.
- Macrófitas aquáticas flutuantes: plantas que flutuam na superfície da água. Ex.: *Eichhornia*, *Salvinia*, *Pistia*.

Segundo Dhir *et al.* (2009), as macrófitas aquáticas (particularmente as livres, submersas enraizadas e emergentes) ganharam importância mundialmente por apresentarem grande eficiência para remover uma variedade de poluentes (metais-traço, radionuclídeos, explosivos e poluentes orgânicos e inorgânicos) de águas poluídas, ainda que esta eficiência varie de espécie para espécie. Os poluentes são removidos pelas raízes submersas na água e sedimentos e pelas folhas submersas na coluna d'água.

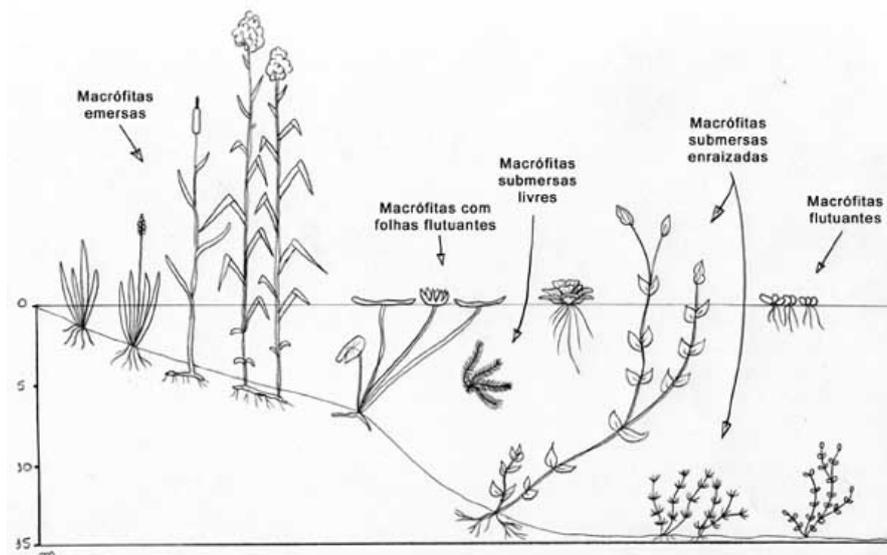


Figura 3.1 - Grupos de macrófitas aquáticas. (Fonte: Esteves, 1998.)

As concentrações de metais-traço em plantas aquáticas podem ser 100.000 vezes superiores às encontradas na água ou outro meio em que estão presentes. A quantidade de metais-traço capturados e sua distribuição nas plantas podem ter importantes efeitos no tempo de residência dos metais nas plantas e em seu uso potencial para fitorremediação (Mangabeira *et al.*, 2006).

Segundo Paulo e Pratas (2008), dentre as técnicas de fitorremediação, a fitorremediação de águas apresenta o maior potencial. Estudos com macrófitas aquáticas vêm se tornando cada vez mais frequentes na comunidade científica como consequência da importância crescente da gestão dos recursos hídricos para a sociedade. A capacidade das plantas aquáticas em remover metais-traço da água, que podem não ser essenciais para o seu crescimento e desenvolvimento, tem sido observada em vários estudos realizados em áreas alagadas naturais. Nestas áreas as concentrações de metais-traço nas plantas podem ser várias vezes superiores do que as encontradas na água. Esta evidência comprova que a hiperacumulação de metais em macrófitas aquáticas não é tão rara quanto em plantas terrestres e que estratégias de remediação adequadas e sustentáveis podem ser desenvolvidas com base nestas características.

Entretanto, para que esta tecnologia se torne eficiente e economicamente viável em escala comercial algumas limitações precisam ser superadas. Plantas ideais para a fitorremediação precisam: a) apresetar rápido crescimento; b) ter elevada produção de biomassa; c) possuir sistemas radiculares extensos; d) ser de fácil manejo/poda; e)

tolerar e acumular certa concentração de metais-traço em partes que possam ser colhidas (Yang *et al.*, 2005).

Várias plantas conhecidas como hiperacumuladoras de metais-traço não podem ser empregadas em escala comercial porque não atendem aos critérios acima. Geralmente apresentam baixa produção de biomassa, sistemas radiculares pouco extensos e são de difícil manejo (Yang *et al.*, 2005).

Neste sentido, a prospecção de biodiversidade é uma ferramenta importante para encontrar espécies com as características ideais que ocorrem em uma determinada região e que poderiam ser empregadas em sistemas de controle da poluição.

3.3 Fitorremediação e wetlands construídos

O fenômeno de fitorremediação, protagonizado pelas plantas e bactérias associadas, foi inicialmente observado e explorado em ecossistemas naturais alagados, como pântanos e brejos, amplamente conhecidos como *wetlands*. *Wetlands* naturais têm sido usados como meios receptores de efluentes desde quando os esgotos começaram a ser coletados (há mais de 100 anos em algumas localidades). Exemplos antigos de áreas alagadas que receberam descarga de efluentes nos EUA, são: Great Meadows em Massachusetts, que começou a receber esgotos em 1912; Brillion Marsh, em Wisconsin, desde 1923; Cootes Paradise, Ontario, desde 1919; e um pântano de ciprestes, na Florida, desde 1939 (Kadlec e Knight, 1996).

Na década de 1980, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), identificou 324 lançamentos em áreas alagadas em 14 estados norte-americanos. Nenhum deles havia sido monitorado quanto à qualidade de água ou integridade biológica até os anos 1960 e 1970. Quando o monitoramento se iniciou, em alguns destes locais, o potencial para purificação de águas destes ecossistemas começou a ganhar atenção. Nos anos que se seguiram, várias pesquisas e conferências científicas se dedicaram a compreender as funções das áreas alagadas e seu potencial para purificação de águas (Kadlec e Knight, 1996; USEPA, 1999).

Segundo Paulo e Pratas (2008), o desenvolvimento de estratégias sustentáveis para a remediação de águas baseadas nas capacidades das plantas está focado no estudo da fisiologia vegetal, do ecossistema e dos ciclos dos elementos. Todos estes

conhecimentos podem ser combinados e aplicados em sistemas construídos pelo homem, semelhantes aos naturais onde habitam as macrófitas, os *wetlands* construídos ou alagados construídos.

Vymazal (2005) conceitua *wetlands* construídos (WC) como sistemas projetados e construídos para utilizar os processos naturais envolvendo a vegetação de áreas alagadas, solos e a microbiota associada para o tratamento de águas. São projetados para fazer uso dos mesmos processos que ocorrem em pântanos e brejos, mas em um ambiente controlado.

A aceitação mundial acerca deste assunto se originou com as pesquisas inéditas de Kathe Seidel. Iniciadas nos anos de 1950, suas pesquisas testaram a capacidade de diferentes espécies vegetais em absorver e degradar poluentes. Como resultados, comprovaram que algumas espécies, tais como *Scirpus lacustris*, possuíam a capacidade de remover fenóis, patógenos e outros poluentes. Nos anos 1960, Seidel intensificou seus testes e utilizou as macrófitas em lodos e efluentes provenientes de diferentes origens. Também tentou aperfeiçoar os sistemas descentralizados de tratamento de esgotos em áreas rurais com esta técnica. Inicialmente nomeou seu sistema como “hidrobotânico”. Em seguida, utilizou solos arenosos com alta condutividade hidráulica em um módulo selado e plantado com várias macrófitas, que se tornou o modelo genérico de *wetlands* construídos (Kadlec e Knight, 1996; Campbell e Ogden, 1999; Vymazal, 2005).

Desde então, os sistemas de *wetlands* construídos ganharam espaço mundialmente. Existem milhares de sistemas em uso ao redor do mundo. Vários são para residências individuais ou grupos de residências, mas o uso mais comum é para o tratamento de efluentes domésticos de comunidades. Existem também sistemas maiores para o tratamento terciário de efluentes e de extravasão de redes de esgotamento combinadas. Gradualmente o sistema saltou de tratamento de efluentes domésticos para outras áreas, como tratamento de drenagem de minas e efluentes industriais (Cooper, 2010). Outras variações destes sistemas como os *wetlands* construídos com ilhas ou canteiros flutuantes ou sistemas com aeração no leito filtrante já são aplicados comercialmente.

A maioria dos *wetlands* construídos para o tratamento de efluentes é plantado com macrófitas emergentes, mas o projeto do sistema varia quanto ao meio suporte e regime

de vazões. Os tipos mais comuns são os com escoamento horizontal subsuperficial (fig. 3.2), mas os de escoamento vertical (fig. 3.4) são, também, bastante empregados. Os de escoamento superficial (fig. 3.3) não são tão empregados quanto os de escoamento subsuperficial, apesar de alguns serem os mais antigos na Europa (Vymazal, 2005).

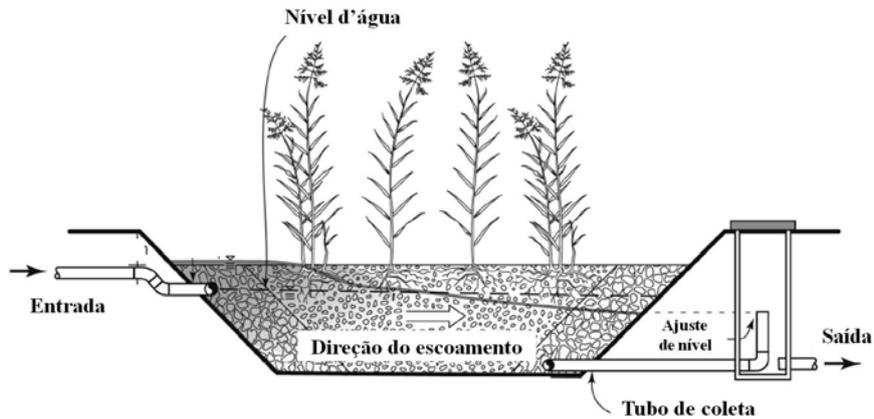


Figura 3.2 - WC de escoamento subsuperficial horizontal. Fonte: adaptado de Knowles *et al.* (2010).

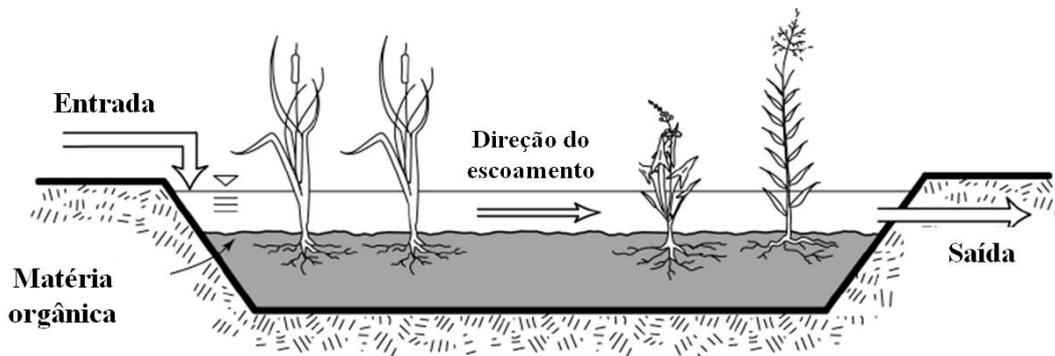


Figura 3.3 - WC de escoamento superficial horizontal. Fonte: adaptado de Wallace (2010).

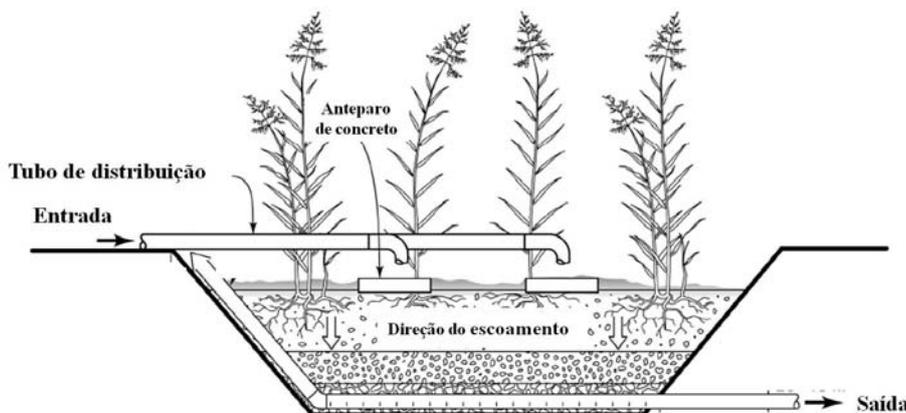


Figura 3.4 - WC de escoamento vertical. Fonte: adaptado de Knowles *et al.* (2010).

3.4 A remoção de metais-traço em wetlands construídos

Segundo Wallace (2010), os sistemas de *wetlands* construídos para remoção de metais-traço são projetados para favorecer a redução de sulfatos e com isso induzir a precipitação de sulfetos metálicos. Este autor cita que alguns sistemas na América do Norte têm histórico de operação de 25 anos.

Os mecanismos de remoção de metais-traço em WC podem ser físicos (sedimentação), químicos (sorção, adsorção, oxidação e hidrólise, precipitação e co-precipitação, carbonatos e sulfetos metálicos) ou biológicos (metabolismo bacteriano e extração pelos vegetais) e ocorrem em três compartimentos principais: (1) leito filtrante / substrato; (2) no meio líquido; (3) na vegetação (Sheoran e Sheoran, 2006).

Sabe-se também que o regime hidráulico é o fator mais importante para que os processos de remoção de metais-traço em *wetlands* construídos se estabeleçam. É o alagamento contínuo ou periódico que cria as condições anaeróbias na matriz filtrante sob as quais ocorrerão os processos biogeoquímicos típicos destes sistemas (Sheoran e Sheoran, 2006).

Como exemplo dos processos químicos e microbiológicos ocorrendo em WC, pode-se citar as pesquisas de Mattes *et al.* (2010a e 2010b) em um robusto sistema canadense para o tratamento de percolado de rejeito de mineração contaminado com elevadas concentrações de Zn, Cd, Pb e As (acima de 1000 mg/L para alguns elementos) em operação há 10 anos. O sistema é composto por dois reatores bioquímicos e 3 *wetlands* construídos de escoamento horizontal em série. Segundo estes autores a remoção de metais-traço em WC requer um ambiente anaeróbio e condições redutoras com potencial REDOX abaixo de -100 mV. Neste ambiente, as bactérias redutoras de sulfato proliferam e promovem a precipitação de sulfetos metálicos. O sistema mostra eficiências de remoção variando de 89,7 a 99,9% para os elementos em questão.

Por outro lado, os *wetlands* construídos com canteiros flutuantes, tecnologia baseada em sistemas hidropônicos, empregam apenas as plantas e suas capacidades para remoção de poluentes. Estes sistemas podem ser citados como exemplos onde os processos unicamente relacionados à fisiologia vegetal ocorrem. Várias pesquisas atuais revelam que estes sistemas são uma solução bastante eficiente para tratamento de efluentes.

Vantagens destes sistemas são, entre outras, a redução das cargas de sólidos para células subseqüentes e eliminação de um dos principais problemas em WC, a colmatção do leito filtrante, já que não existe leito filtrante (Cubillos *et al.*, 2010; Faulwetter *et al.*, 2010).

Ladislav *et al.* (2010) pesquisaram o desempenho de duas espécies (*Juncus effusus* e *Carex riparia*) em remover Zn, Cd e Ni de águas de chuva sintéticas em sistemas hidropônicos. Os resultados mostram que os sistemas flutuantes possuem grande potencial para remoção dos metais-traço em questão e revelam o papel das plantas em acumular contaminantes em seus tecidos.

3.5 A seleção de macrófitas aquáticas como componente de projeto para remoção de metais-traço em wetlands construídos

Segundo Matos *et al.* (2010), as macrófitas aquáticas são um dos componentes fundamentais em sistemas de *wetlands* construídos, pois estão direta ou indiretamente relacionadas com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes associados a estes sistemas. Estes autores ainda citam que a escolha da espécie vegetal é, juntamente com outras variáveis de projeto, de fundamental importância para o sucesso do tratamento de águas residuárias nos sistemas de *wetlands* construídos.

Segundo Cooper (2010), o papel das plantas aquáticas nos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial limita-se a impedir que ocorra a colmatção do leito filtrante e manutenção da condutividade hidráulica, aumentando a vida útil do sistema. Este processo resulta dos seguintes mecanismos: a) crescimento das raízes e rizomas através do leito, criando circuitos hidráulicos e b) o movimento dos caules e folhas pelo vento provocando pequenas aberturas no ponto de inserção do caule no leito filtrante, o que aumenta a condutividade hidráulica no leito.

A opinião de Cooper (2010) deve ser vista com extremo respeito, uma vez que é um dos pioneiros em pesquisas e construção de *wetlands* construídos e internacionalmente reconhecido. Entretanto, várias outras pesquisas discordam deste ponto de vista ou vêm a questão com maiores detalhes. Em *wetlands* construídos para a remediação de águas contaminadas com metais-traço a função das plantas no sistema deve ser considerada sob outro ponto de vista, como apresentam vários autores.

A pesquisa de Wang *et al.* (2002) demonstra as especificidades das plantas em remediar certos compostos. Estes autores investigaram em laboratório o potencial de 5 espécies de macrófitas aquáticas (*Polygonum amphibium*, *Lemna minor*, *Eichhornia crassipes*, *Oenathe javanica* e *Lepironia articulata*) para remoção de metais (Cd, Hg, e Pb) e nutrientes (nitrogênio (N) e fósforo (P)) de águas. Seus resultados mostraram que cada espécie apresentou taxas de acumulação diferentes para cada elemento pesquisado e que seriam boas candidatas para fitorremediação de águas poluídas na seguinte ordem: *P. amphibium* para remoção de N e P; *E. crassipes* e *L. minor* para Cd; *O. javanica* para Hg; e *L. articulata* para Pb. Estes resultados demonstram que as espécies possuem mecanismos biológicos específicos que determinam suas capacidades em remover os vários poluentes. Estes mecanismos e especificidades deveriam ser considerados ainda na fase de concepção dos sistemas *wetlands* construídos e fitorremediação.

Zhang *et al.* (2007) também investigaram a eficiência de diferentes espécies em remover matéria orgânica (DBO₅ e DQO), nutrientes (N e P) e metais-traço (Cd, Cr e Pb) de águas residuárias domésticas (urbanas e rurais) e mostraram que as espécies possuem diferentes capacidades para remoção de diferentes contaminantes.

A pesquisa de Read *et al.* (2008), investigou como 20 espécies de macrófitas variaram em termos de remoção de poluentes (Al, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) de água de chuva semi-sintética aplicada em um filtro de solos plantados. Estes autores demonstram que existe uma forte variação em eficiência de remoção entre as espécies e que a escolha das plantas pode influenciar significativamente na eficiência do biofiltro.

A remediação, desintoxicação ou acumulação de contaminantes em plantas se dá por processos fisiológicos e bioquímicos diversos. Segundo Yang *et al.* (2005), os principais processos bioquímicos envolvidos na hiperacumulação de metais-traço do solo em partes vegetais incluem: a) bioativação de metais na rizosfera através de interações entre raízes e microrganismos; b) captura intensificada por transportadores de metais nas membranas plasmáticas; c) desintoxicação pela distribuição para os apoplastos, ligação à parede celular e quelação de metais no citoplasma por vários ligantes, tais como fitoquelatinas, metalotioneínas, proteínas de ligação a metais; d) sequestro de metais para o vacúolo por transportadores tonoplasto. Esses processos e mecanismos variam de acordo com as espécies vegetais (genótipos) e suas adaptações.

Para Brisson e Chazarenc (2009), a seleção de espécies para *wetlands* construídos (WC) e sistemas de fitorremediação é um importante componente de projeto considerando que nestes sistemas as plantas e os microrganismos são os principais agentes no processo de despoluição e que as espécies apresentam mecanismos específicos de remediação e tolerância a compostos tóxicos. Ainda estes autores reportam que atualmente a seleção de macrófitas aquáticas para um determinado sistema é mais baseada em práticas estabelecidas do que em rigorosas avaliações comparativas entre diferentes espécies. As plantas são aceitas como adequadas desde que apresentem rápidas taxas de crescimento, rápido estabelecimento, usualmente por propagação por clones, elevada biomassa com sistemas radiculares bem desenvolvidos e boa tolerância a condições de alagamento.

À medida que os avanços no projeto de *wetlands* construídos atingem um platô, a seleção de espécies pode ser o critério final para maximizar a remoção de poluentes. Neste sentido, a seleção de espécies de macrófitas merece maior atenção. Futuras pesquisas deveriam ir além das comparações empíricas de eficiências de remoção e se concentrar nos mecanismos e padrões de remediação. No futuro, é de se esperar que super-espécies ou genótipos serão especificamente selecionados para *wetlands* construídos. Atualmente estes estudos encontram-se no campo da fitorremediação de metais-traço (Brisson e Chazarenc, 2009).

3.6 As investigações em campo como ferramenta para prospecção de biodiversidade

Para se conhecer quais espécies seriam as melhores para remediar um determinado poluente ou grupo de poluentes, existem dois métodos mais comuns: (1) testar várias espécies e suas capacidades para remover um poluente e (2) investigar as plantas que ocorrem naturalmente em ambientes poluídos.

As pesquisas de Wang *et al.* (2002), Zhang *et al.* (2007) e Read *et al.* (2008), apresentadas anteriormente, são exemplos do primeiro método para encontrar plantas com potencial para a fitorremediação. Estes pesquisadores revelam que diferentes espécies possuem mecanismos específicos para capturar poluentes específicos do ambiente e sugerem quais seriam as melhores plantas para remover cada poluente.

O segundo método, também conhecido como prospecção de biodiversidade ou investigações em campo, é uma abordagem muito promissora porque pode levar à

descoberta de plantas ocorrendo numa região e que poderiam ser boas opções para sistemas de fitorremediação e WC (Rai, 2009).

Del Rio *et al.* (2002) investigaram a vegetação selvagem ocorrendo na reserva ecológica de Guadiamar (sul da Espanha) após o derramamento tóxico da mina de Aznalcóllar, com o objetivo de encontrar espécies acumuladoras de metais-traço (As, Cd, Cu, Pb, Zn). Dentre as 99 espécies estudadas, 11 se destacaram como as mais promissoras para a remediação da área contaminada.

Kim *et al.* (2003) investigaram as concentrações de metais-traço (Cd, Pb, Cu, Zn) em amostras de solo e em uma espécie de macrófita aquática (*Polygonum thunbergii*) ocorrendo naturalmente na bacia do rio *Mankyung*, Coréia do Sul. Seus resultados indicam que esta espécie possui capacidades para remover metais-traço de solos contaminados e que poderiam ser empregadas em sistemas para este fim.

Deng *et al.* (2004) investigaram a acumulação de metais-traço (Cd, Cu, Pb, Zn) em 12 macrófitas aquáticas emergentes ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por atividade mineradora na China. Seus resultados corroboram a hipótese de que remoção de metais-traço em sistemas de fitorremediação e *wetlands* construídos pode ser maximizada pela criteriosa seleção de espécies.

Dwivedi *et al.* (2008) também chegaram às mesmas conclusões investigando 17 plantas em áreas contaminadas na Índia. Esta pesquisa aponta quais seriam as melhores espécies para sistemas de controle da poluição das águas.

Entretanto, as investigações em campo possuem certas limitações para o entendimento dos mecanismos específicos de remoção de metais-traço e para a decisão final sobre as plantas com maior potencial para esta finalidade. Os resultados podem ser afetados pela distribuição heterogênea dos poluentes no ambiente. Diferenças no ciclo de crescimento e outros fatores ambientais também precisam ser considerados (Kim *et al.*, 2003). Desse modo, pesquisas mais detalhadas são necessárias para se entender os mecanismos de remoção de metais nas diferentes plantas aquáticas encontradas por levantamentos de campo.

4. METODOLOGIA

A presente pesquisa foi dividida em duas etapas: 1) coleta e identificação de macrófitas aquáticas; 2) análise da concentração de metais-traço nas espécies coletadas.

Para a primeira etapa da pesquisa foram escolhidas três áreas onde macrófitas aquáticas ocorrem naturalmente: duas áreas urbanas contaminadas e uma área natural não contaminada. Esta abordagem visa comparar os resultados obtidos para as três áreas, tendo uma como controle e referencial de ambiente natural não poluído. Destes locais as plantas foram coletadas, identificadas e submetidas à análise de metais. Todas as áreas estão localizadas próximas ou na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

A primeira área estudada (fig. 4.1) está localizada na lagoa da Pampulha (19°50'S, 43°59'O). Este reservatório possui bacia de drenagem de 97 km², superfície de 2,4 km², e perímetro de 16 km. A lagoa recebe contribuições de 8 córregos: Mergulhão, Tijuco, Ressaca, Sarandi, Água Funda, Braúnas, da AABB e Olhos D'Água. Desde a década de 1970 a lagoa vem sofrendo eutrofização causada por lançamentos de efluentes domésticos e industriais não-tratados. Vários dos córregos afluentes carregam poluição para a lagoa e ainda poluição difusa de toda a área de drenagem da Pampulha.

Um trecho de 370 m apresentando diversidade de espécies relevante foi selecionado como área de coleta. Espécies visualmente bem desenvolvidas foram coletadas em uma faixa de 10 m a partir da margem.

A segunda área, também na bacia da Pampulha, é o córrego Mergulhão (fig. 4.2), um afluente da lagoa da Pampulha (19°52'S, 43°58'O). Este córrego, na data das campanhas de campo, apresentava todo o seu leito coberto por várias espécies de macrófitas aquáticas. Indústrias de pequeno e médio porte estão localizadas no entorno deste córrego, a maior delas sendo uma garagem de ônibus rodoviários. Em um trecho de 180 m foram coletadas espécies de macrófitas aquáticas.

As duas áreas são afetadas por poluição difusa de toda a bacia de drenagem.

A terceira área, Lagoa Comprida (19°22'S, 43°35'O), com 2 km de perímetro, foi escolhida como controle por ser o ponto mais próximo das duas áreas afetadas que não apresentava sinais de alterações antrópicas, uma vez que está localizada em uma reserva

natural protegida, o Parque Nacional da Serra do Cipó (31.733 ha). Inserido no complexo montanhoso do Espinhaço, é considerada uma região de extrema importância biológica pelo alto grau de endemismo da fauna e flora local. A área total do parque abrange os municípios de Jaboticatubas, Santana do Riacho, Morro do Pilar e Itambé do Mato Dentro, Minas Gerais (fig. 4.3). A área da Lagoa Comprida não é afetada por poluição urbana e, por isso, as concentrações de metais-traço encontradas nas plantas desta área serão consideradas como valores naturais da região em estudo. As macrófitas aquáticas foram coletadas em um trecho de 300 m nas margens da lagoa.



Figura 4.1 - Área 1: Lagoa da Pampulha. (Fonte: Google Earth, 2009a).



Figura 4.2 - Área 2: Córrego Mergulhão. (Fonte: Google Earth, 2009b).

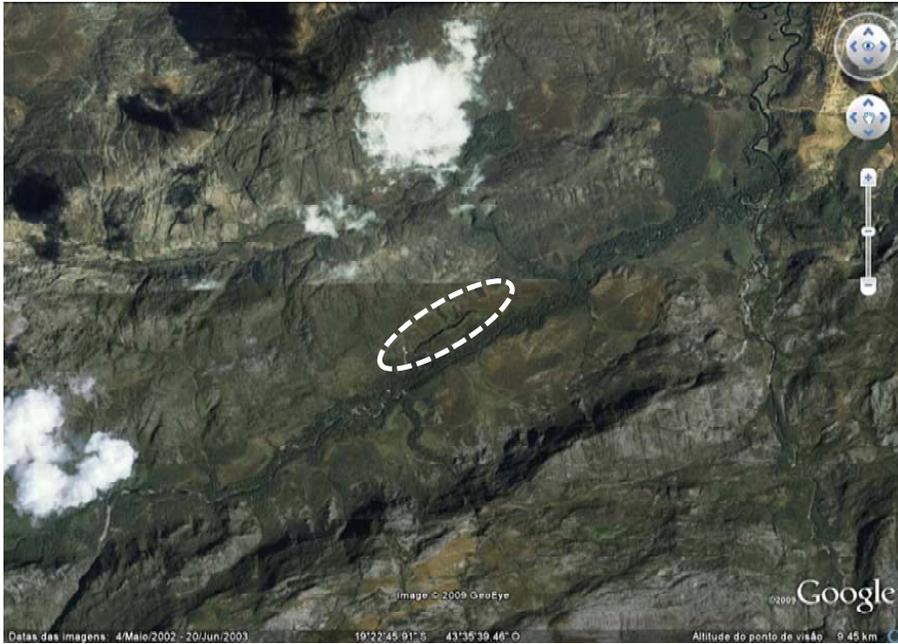


Figura 4.3 - Área 3: Lagoa Comprida. (Fonte: Google Earth, 2009c).

As investigações de campo ocorreram em setembro de 2009, nas três áreas. Neste mês, final do período seco, esperava-se que as concentrações dos elementos químicos em estudo alcançassem suas concentrações mais elevadas, refletindo em maior acumulação nas plantas dos locais amostrados.

Um representante de cada espécie foi coletado e fixado em exsiccatas utilizando métodos de herborização e se encontram armazenadas no herbário do CETEC (Centro Tecnológico de Minas Gerais). As espécies foram identificadas por botânicos especialistas, por consultas a livros técnicos (Lorenzi, 2000; Pott e Pott, 2000), pela Flora Brasiliensis (<http://florabrasiliensis.cria.org.br/index>) assim como por comparação com exemplares de herbário do CETEC.

4.2 Análise da concentração de metais-traço nas espécies coletadas

Os metais-traço selecionados para análise foram Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn. O principal argumento para a escolha destes elementos é sua relevante importância para as áreas de remediação ambiental e tratamento de águas e efluentes, especialmente pelos sistemas ditos naturais, como os *wetlands* construídos. Inúmeras pesquisas relacionando macrófitas aquáticas, *wetlands* construídos e remediação de metais-traço estão disponíveis no meio científico.

Para a análise de metais-traço, três indivíduos de cada espécie foram coletados nas áreas de estudo, lavados em água corrente para remoção dos sedimentos associados e detritos, divididos por órgãos vegetais (raízes, caules e folhas) e numerados.

Após a lavagem e separação, o material vegetal foi embalado em sacos de papel e seco em estufa a 60 °C por dois dias. Uma vez secas, as amostras foram trituradas individualmente em moinho *willey*.

O material triturado foi pesado (0,100 g) em balança digital posteriormente foi submetido a digestão ácida. As amostras de material vegetal foram digeridas em 7 mL de solução ácida (1:3 - HClO₄:HNO₃) em chapa aquecedora a uma temperatura máxima de 200 °C, por no máximo 4 horas. O resíduo da digestão foi diluído em 25 mL de água deionizada e filtrado em filtro de papel para composição das amostras finais. As amostras foram processadas na Unidade de Crescimento de Plantas (UCP) do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

As concentrações de metais/metaloídes nas amostras diluídas foram determinadas em Espectrômetro de Emissão Óptica em Plasma Induzido (ICP Optima 3300DV, PerkinElmer Corporation) do Departamento de Solos da UFV. As amostras padrão para todos os elementos foram preparadas no laboratório de solos da UFV, e usadas para calibração e aferição. Os limites de detecção para Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn foram 2, 0.4, 5, 10, 0.5, e 1 µg/kg, respectivamente.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Espécies coletadas

As investigações de campo nas três áreas permitiram a coleta de 33 diferentes espécies (12 na lagoa da Pampulha, 13 no córrego Mergulhão e 8 na lagoa Comprida), 17 gêneros e 16 famílias de macrófitas aquáticas. Cinco espécies pertencentes às famílias Poaceae (4 espécies) e Podostemaceae (1 espécie) não foram identificadas em nível de gênero e são apresentadas apenas pelos nomes das famílias. Outras macrófitas, por não apresentarem estruturas férteis, não puderam ser identificadas em nível de espécie e são apresentadas apenas pelos gêneros. A tabela 5.1 resume estes resultados.

As espécies coletadas na lagoa Comprida foram: *Sagittaria rhombifolia* Cham. (Alismataceae), *Sida rhombifolia* L. (Malvaceae), *Ninphoides indica* (L.) Kuntze (Menyanthaceae), *Nymphaea ampla* (Salisb.) DC. (Nymphaeaceae), Poaceae 4, Podostemaceae, *Polygonum* sp., *Polygonum hydropiperoides* Michx. (Polygonaceae).

As espécies coletadas na lagoa da Pampulha foram: *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schldl. (Alismataceae), *Alternanthera aquatica* (D.Parodi) Chodat (Amaranthaceae), *Eclipta alba* (L.) L. (Asteraceae), *Commelina* sp. (Commelinaceae), *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (Haloragaceae), *Ludwigia leptocarpa* H.Hara (Onagraceae), *Plantago tomentosa* Lam. (Plantaginaceae), *Polygonum persicaria* L., *Polygonum punctatum* Ell. (Polygonaceae), *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav. (Pontederiaceae), *Typha angustifolia* L. (Typhaceae).

As espécies coletadas no córrego Mergulhão foram: *Alternanthera aquatica* (D.Parodi) Chodat (Amaranthaceae), *Cardamine* sp. (Brassicaceae), *Commelina* sp. (Commelinaceae), *Cyperus virens* Michx. (Cyperaceae), *Ludwigia elegans* (Cambess.) H.Hara (Onagraceae), Poaceae 1, Poaceae 2, Poaceae 3, *Polygonum lapathifolium* L., *Polygonum acuminatum* Kunth, *Polygonum punctatum* Ell., *Rumex* sp. (Polygonaceae), *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav. (Pontederiaceae).

As espécies predominantes na lagoa da Pampulha foram: *Typha angustifolia*, *Myriophyllum aquaticum*, *Commelina* sp., *Eichhornia crassipes* e *Ludwigia leptocarpa*. No córrego Mergulhão as espécies predominantes foram: *Polygonum lapathifolium* P., *P. punctatum*, *Ludwigia elegans* e *Cardamine* sp.. Dentre as espécies

dominantes, *Alternanthera aquatica* foi encontrada em ambas as áreas urbanas. Na Lagoa Comprida, *Sida rhombifolia* foi a espécie predominante.

Tabela 5.1 – Famílias, gêneros e espécies encontrados nas três áreas de estudo.

Famílias	Gêneros / Espécies	Nome Vulgar	Ocorrência nas áreas de estudo		
			Lagoa Comprida	Lagoa da Pampulha	Córrego mergulhão
Alismataceae	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltl.	Flecha, Sagitária		X	
	<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	-	X		
Amaranthaceae	<i>Alternanthera aquatica</i> (D.Parodi) Chodat	Tripa de galinha		X	X
Asteraceae	<i>Eclipta alba</i> (L.) L.	Agrião-do-brejo, Erva botão		X	
Brassicaceae	<i>Cardamine</i> sp.	Agrião-bravo, agriãozinho			X
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	Trapoeiraba		X	X
Cyperaceae	<i>Cyperus virens</i> Michx.	Papiro			X
Haloragaceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Pinheirinho-da-água		X	
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Guanxuma, Malva	X		
Menyanthaceae	<i>Ninphoides indica</i> (L.) Kuntze	Coração flutuante	X		
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea ampla</i> (Salisb.) DC.	Lírio-aquático, mururé	X		
Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i> H.Hara	Cruz-de-malta		X	
	<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H.Hara	Cruz-de-malta			X
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Tanchagem		X	
Poaceae	Poaceae 1	-			X
	Poaceae 2	-			X
	Poaceae 3	-			X
	Poaceae 4	-	X		
Podostemaceae	Podostemaceae	-	X		
Polygonaceae	<i>Polygonum persicaria</i> L.	Erva-de-bicho, Cataia		X	
	<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	Erva-de-bicho		X	X

	<i>Polygonum</i> sp.	Erva-de-bicho	X	
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	Erva-de-bicho, acataia	X	
	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	Cataia-gigante		X
	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	Erva-de-bicho-peluda		X
	<i>Rumex</i> sp.	Paciência, Azeda-crespa		X
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Águapé, Jacinto-d'água	X	
	<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	Pavoa, hortelã-do-brejo	X	X
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i> L.	Tabôa, Tabua	X	

5.2 Análise da concentração de metais-traço nas espécies coletadas

Os resultados das concentrações de metais acumulados pelas plantas foram apresentados em dois grupos, em gráficos baseados na biomassa seca (miligramas por quilo - mg/kg). Os primeiros gráficos referem-se às concentrações totais de cada metal em cada planta coletada nas diferentes áreas amostradas. Os resultados foram obtidos através da soma das concentrações encontradas em raízes, caules e folhas. O segundo grupo de gráficos apresenta as concentrações de cada um dos elementos estudados nos diferentes órgãos vegetais (raízes, caules e folhas) das espécies coletadas nas áreas de estudo.

Para algumas espécies não foi possível separar o indivíduo coletado em raízes, caules e folhas devido à morfologia do vegetal. Esses resultados são apresentados nos gráficos em última posição no eixo horizontal.

As variações nas concentrações dos elementos químicos e nas espécies encontradas nas áreas amostradas são apresentadas a partir da figura 5.1 a 5.36.

Nos gráficos de concentração total de elementos-traço nas plantas, os valores obtidos nas duas áreas urbanas são comparados com a concentração média encontrada na Lagoa Comprida, área não contaminada usada como controle. Nos gráficos de concentrações em órgãos vegetais, os valores obtidos nas áreas urbanas são comparados separadamente à média das concentrações em cada órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida.

Tal abordagem oferece uma referência das concentrações naturais da região estudada para comparação com as concentrações encontradas nas áreas urbanas. Serão discutidos os valores obtidos para as duas áreas urbanas, uma vez que apresentaram espécies com características mais adequadas ao emprego em *wetlands* construídos.

Dados de toxicidade relativa (Guilherme *et al.*, 2002 apud McBride, 1994; Kabata-Pendias e Pendias, 2001) para os elementos químicos em estudo também são apresentados para servir como mais uma referência de concentrações tóxicas para vegetais.

Algumas limitações estão impostas sobre esta abordagem, uma vez que não é objetivo da presente pesquisa avaliar os valores de toxicidade para cada planta coletada. Sendo

assim, não é simples comparar os limites de toxicidade para cada espécie em estudo com as concentrações consideradas elevadas ou baixas. Até porque, as macrófitas aquáticas apresentam maior tolerância a compostos tóxicos do que os vegetais de culturas agrícolas usados como referência em Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001). Outra limitação a esta análise é que as espécies vegetais variam individualmente com relação à tolerância a compostos tóxicos e mecanismos de assimilação.

Não foi possível comparar os dados obtidos com as concentrações dos mesmos elementos-traço em água e sedimentos circunvizinhos às plantas. Dados secundários não foram encontrados e o escopo desta pesquisa não previa a execução destas análises, tendo em vista o tempo de duração necessários à execução de um estudo mais aprofundado.

5.2.1 Concentrações de Cr

Segundo Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001), os limites de toxicidade para cromo em vegetais variam de 5 a 30 mg/kg de massa seca. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os valores usuais de cromo em vegetais são da ordem de 0,1 a 0,5 mg/kg de massa seca, que podem variar amplamente dependendo do tipo de tecido, estágios de crescimento, e disponibilidade no solo.

A concentração total do elemento cromo nas plantas investigadas variou entre 5,8 e 147,1 mg/kg, atingindo o valor máximo na amostra de Poaceae 2, no córrego Mergulhão. *Ludwigia leptocarpa* (130,7 mg/kg), *P. tomentosa* (127,6 mg/kg), *Commelina* sp. (93,6 mg/kg), *S. montevidensis* (75,3 mg/kg), *T. angustifolia* (73,2 mg/kg) e *A. aquatica* (66,6 mg/kg) também se distinguiram com concentrações acima da média da Lagoa Comprida.

Nas espécies coletadas na lagoa da Pampulha os resultados em cada órgão vegetal se destacam acima da média da Lagoa Comprida em: raízes de *T. angustifolia* (44,7 mg/kg), *L. leptocarpa* (86,3 mg/kg), *P. tomentosa* (65,2 mg/kg) e *P. persicaria* (25,9 mg/kg); em caules de *L. leptocarpa* (28,6 mg/kg), *S. montevidensis* (21,0 mg/kg), *P. tomentosa* (42,5 mg/kg), *A. aquatica* (45,7 mg/kg), *M. aquaticum* (19,0 mg/kg); folhas de *L. leptocarpa* (15,8 mg/kg); *S. montevidensis* (43,3 mg/kg), *P. tomentosa* (19,9 mg/kg), *P. punctatum* (24,9 mg/kg). As amostras de folhas e caules de *T. angustifolia* (28,4 mg/kg) e *E. crassipes* (21,6 mg/kg) também se destacam com valores mais elevados que as demais espécies.

Nas espécies coletadas no córrego Mergulhão os resultados em cada órgão vegetal se destacam acima da média da Lagoa Comprida em: raízes de *Commelina* sp. (32,7 mg/kg), Poaceae 2 (123,8 mg/kg), *P. punctatum* (25,7 mg/kg); caules de *Commelina* sp. (45,3 mg/kg), Poaceae 1 (20,6 mg/kg) e *Cardamine* sp. (17,3 mg/kg) e ainda em folhas de *H. reniformis* (24,6 mg/kg) e *Commelina* sp. (15,7).

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001) maiores concentrações de cromo são observadas em raízes do que em caules e folhas, devido à sua baixa mobilidade e forte ligação a tecidos radiculares. Ainda para estes autores, as concentrações de cobre em tecidos vegetais parecem ser função de seus níveis em soluções de crescimento ou em

solos. O padrão desta relação varia entre as espécies de plantas e seus órgãos. Entretanto, os resultados obtidos para este metal sugerem um comportamento diferente. Concentrações em caules e folhas superiores do que em raízes foram observadas em algumas plantas coletadas. Na Lagoa Comprida foram: *Poaceae* 4, *N. indica*, *Sagittaria rhombifolia*. Na Lagoa da Pampulha foram: *S. montevidensis*, *E. crassipes*, *E. alba*, *A. aquatica*, *Commelina* sp., *M. aquaticum*, *P. punctatum*. No Córrego Mergulhão, o mesmo mecanismo pôde ser observado em: *Poaceae* 1, *H. reniformis*, *Commelina* sp., *A. aquatica*, *P. lapathifolium* e *L. elegans*.

Outras investigações em campo encontraram plantas de gêneros semelhantes apresentando concentrações de cobre similares às da presente pesquisa.

Polygonum amphibium foi encontrado por Ali *et al.* (1999) ocorrendo naturalmente no Lago Nainital, Índia. Nesta pesquisa, esta espécie apresentou as seguintes concentrações de cromo de 1,6 mg/kg.

E. crassipes e *Eclipta alba* foram encontradas por Dwivedi *et al.* (2008) ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por cinzas de carvão mineral (resíduo de usinas termoelétricas) na Índia. *E. alba* apresentou as maiores concentrações de cromo, 14 mg/kg.

Cardamine amara e outras 12 espécies, ocorrendo em áreas contaminadas na Polônia, foram estudadas por Samecka-Cymerman e Kempers (2000). As concentrações médias de cromo em todas as plantas variaram de 0 - 40 mg/kg.

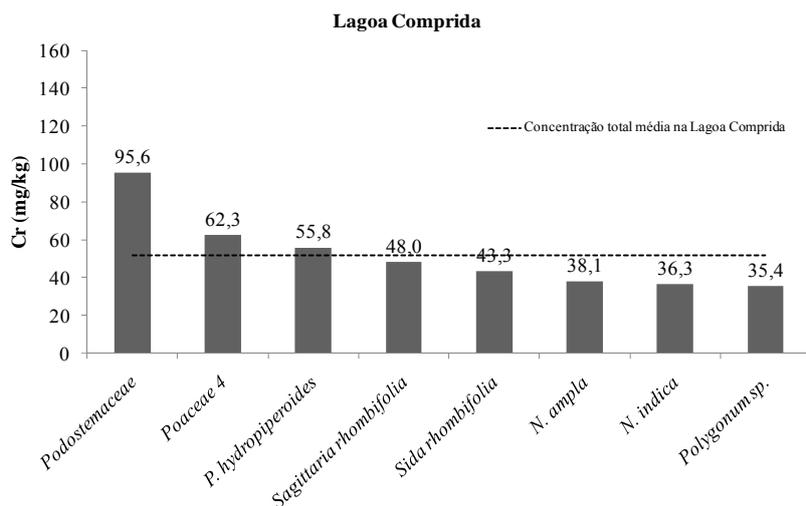


Figura 5.1 - Concentrações totais de Cr encontradas na Lagoa Comprida

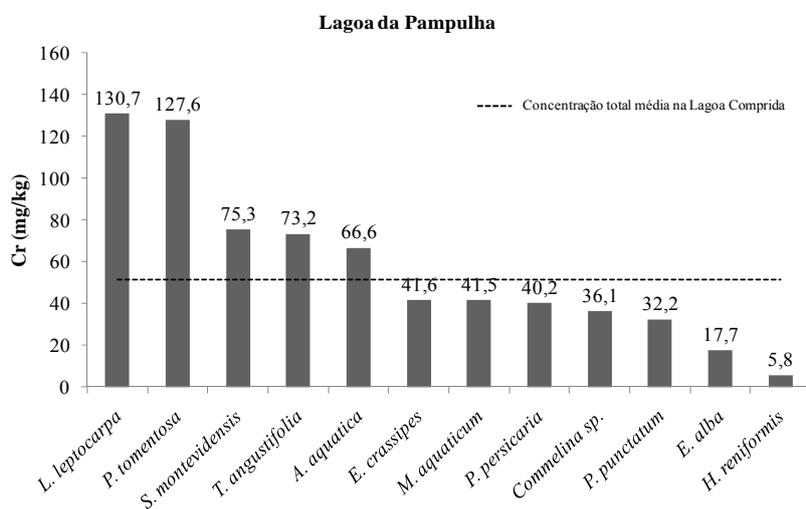


Figura 5.2 - Concentrações totais de Cr encontradas na Lagoa da Pampulha

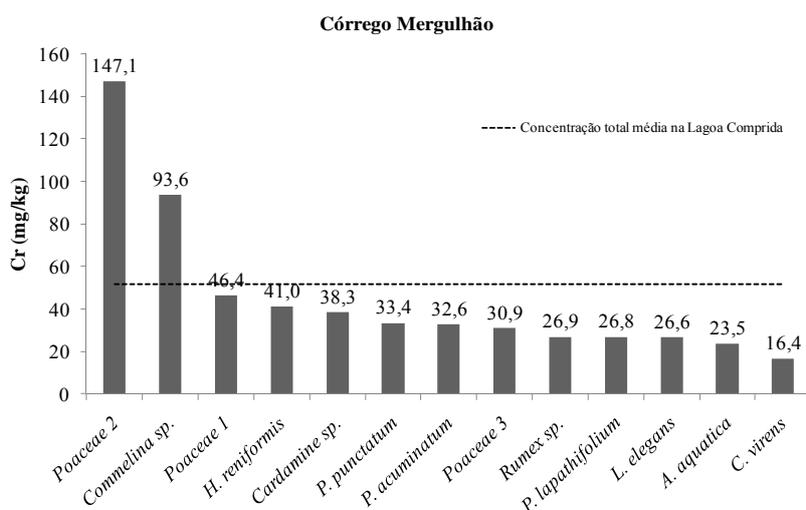


Figura 5.3 - Concentrações totais de Cr encontradas no Córrego Mergulhão

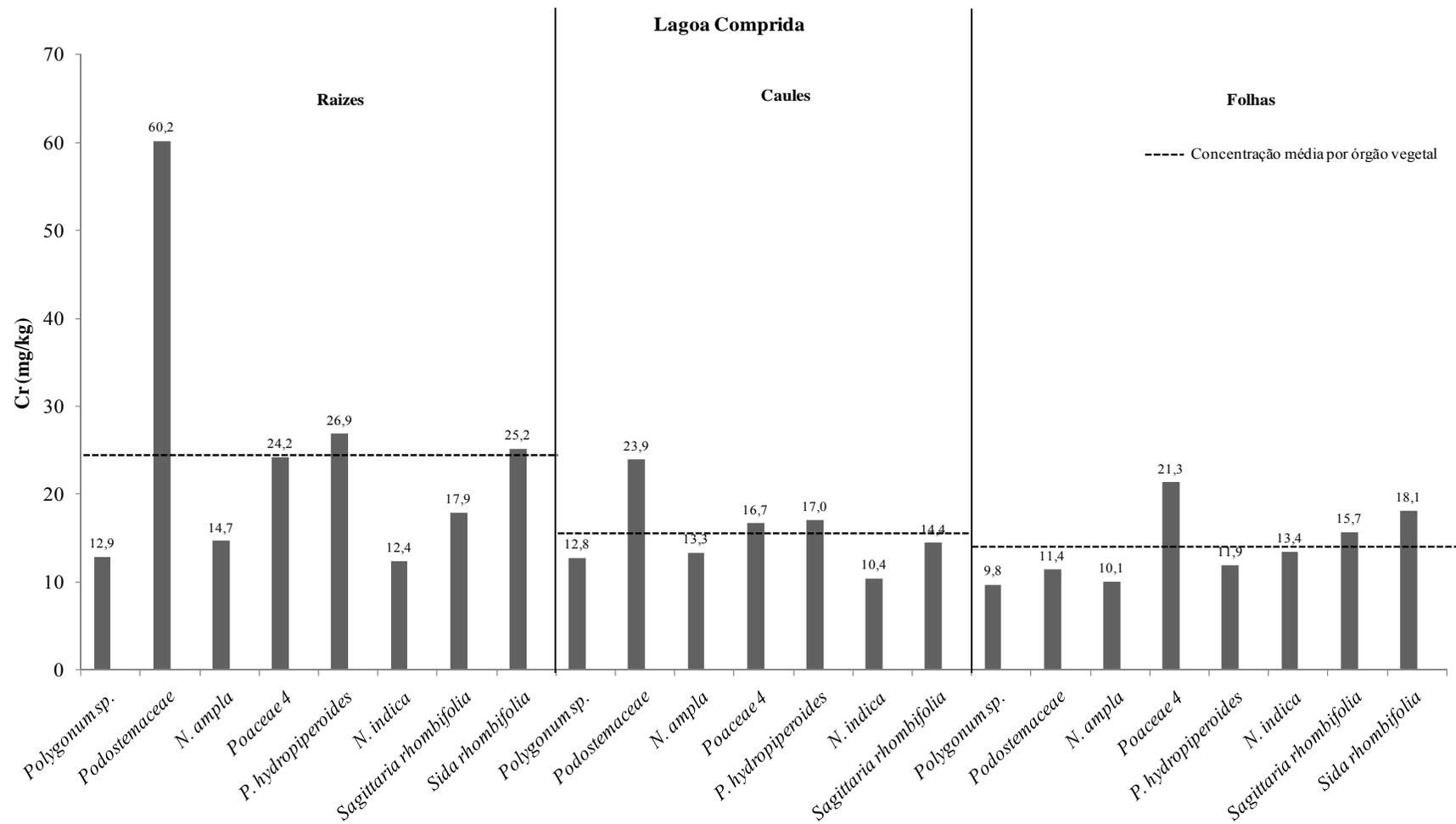


Figura 5.4 – Concentrações de Cr por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida

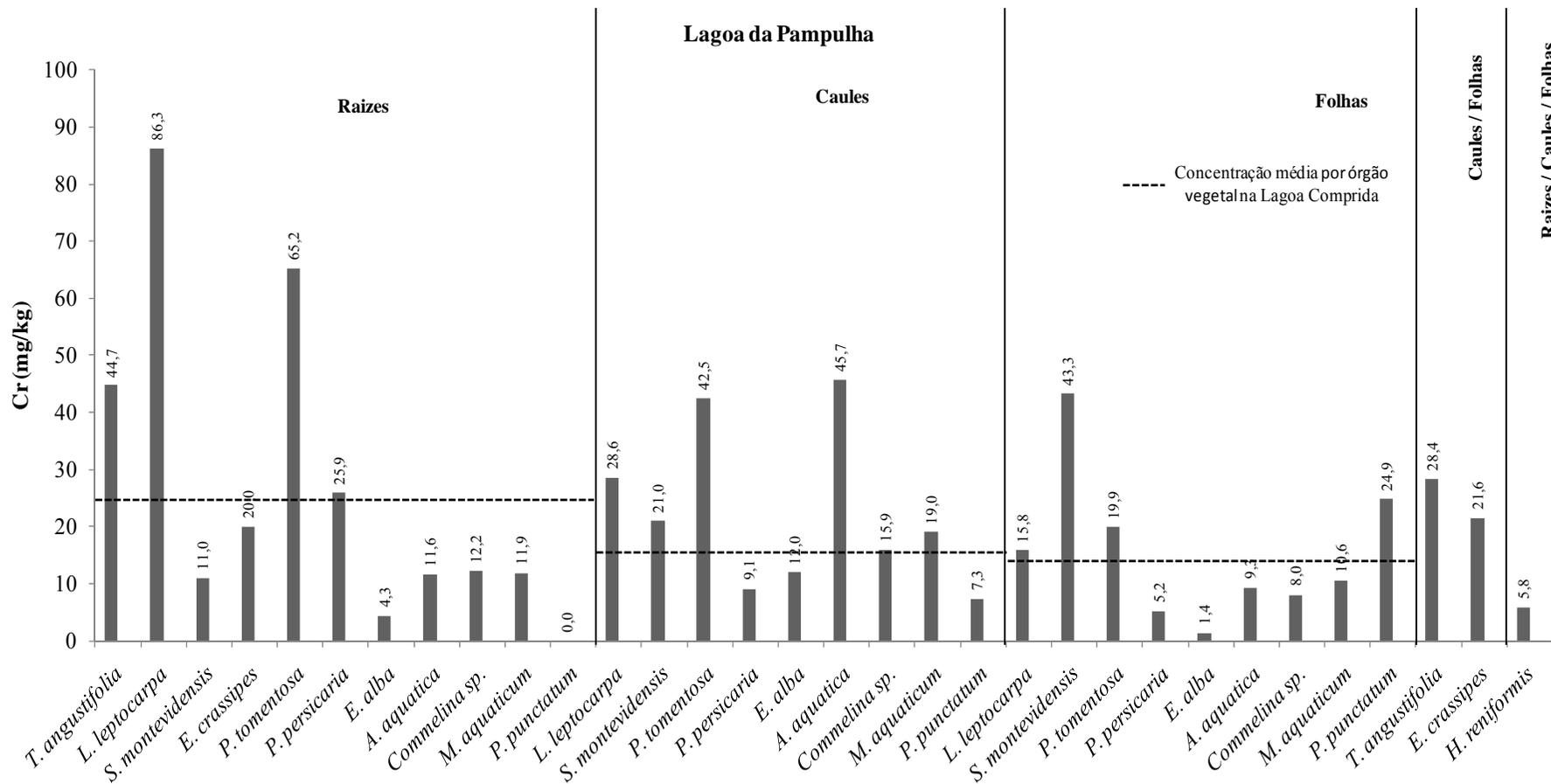


Figura 5.5 - Concentrações de Cr por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa da Pampulha

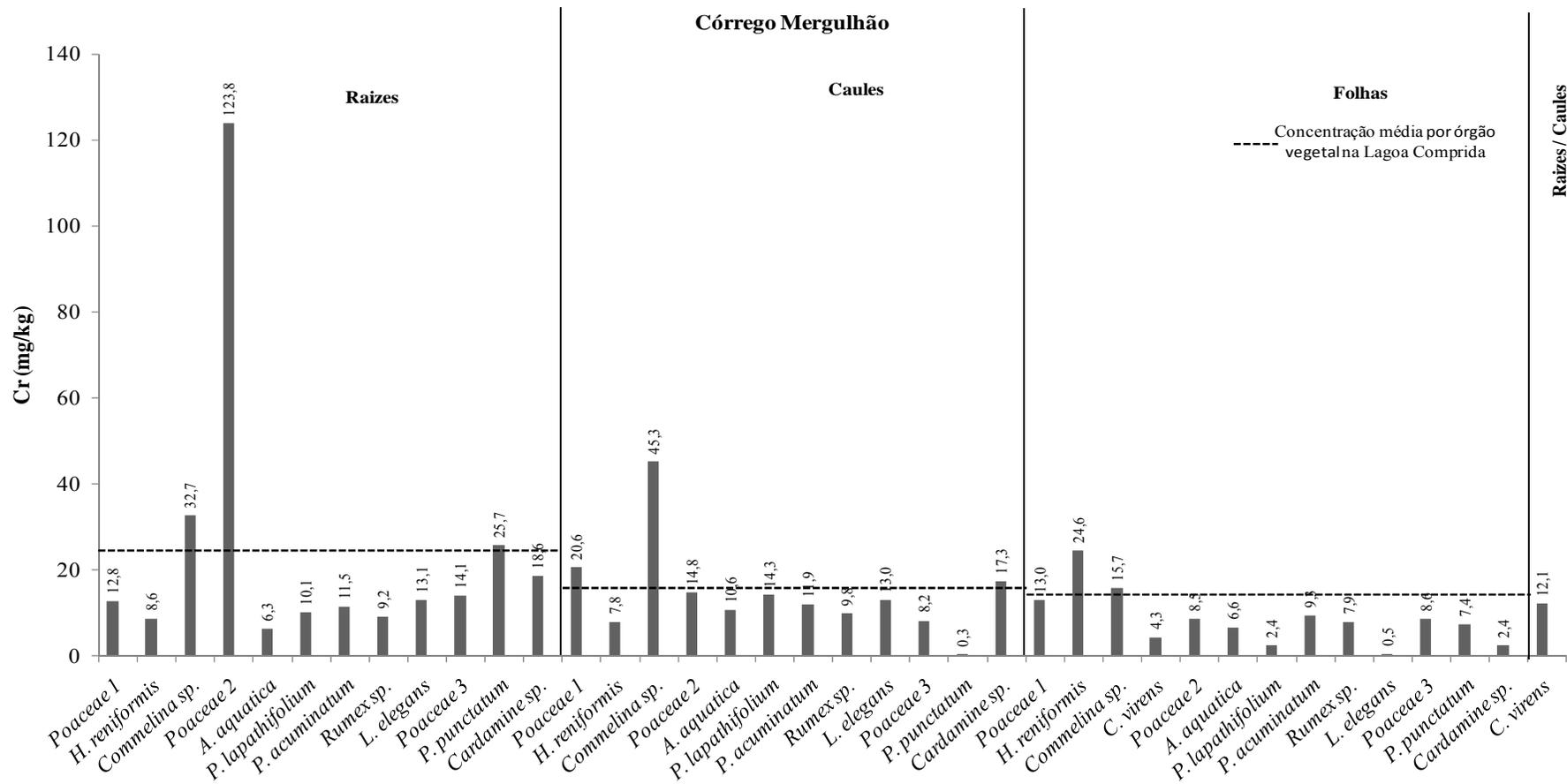


Figura 5.6 - Concentrações de Cr por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas no Córrego Mergulhão

As espécies *P. punctatum*, *H. reniformis* e *A. aquatica* foram encontradas em ambas as áreas urbanas. A figura 5.7 compara as concentrações de cromo nas espécies comuns às duas áreas urbanas com a média das concentrações totais na Lagoa Comprida. Este gráfico tem como objetivo apenas apresentar as concentrações observadas nas espécies em comum nas duas áreas urbanas. Conclusões mais aprofundadas não são possíveis, tendo em vista a característica dos dados obtidos.

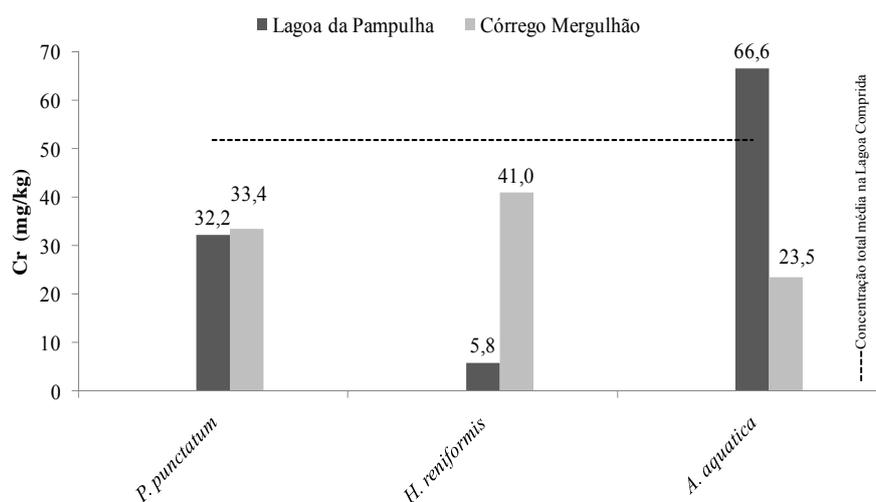


Figura 5.7- Concentrações totais de Cr nas espécies encontradas em ambas as áreas urbanas

5.2.2 Concentrações de Cu

Segundo Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001), os limites de toxicidade para cobre em vegetais variam de 20 a 100 mg/kg de massa seca. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os valores usuais de cromo em vegetais são da ordem de 5 a 30 mg/kg de massa seca.

A maior concentração total de cobre foi encontrada na espécie *P. persicaria* e *P. tomentosa* na Lagoa da Pampulha (214,9 e 179,8 mg/kg respectivamente). A menor concentração foi observada em *M. aquaticum* (Lagoa da Pampulha) e *C. virens* (Córrego Mergulhão) (17,2 e 3,9 mg/kg respectivamente). Dentre as espécies encontradas *P. punctatum* (99,4 mg/kg), *L. elegans* (106,3 mg/kg), *L. leptocarpa* (132,1 mg/kg) e *Commelina* sp. (101,4 mg/kg) também despontam como espécies interessantes para pesquisas sobre fitorremediação de cobre.

Nas espécies coletadas na lagoa da Pampulha os resultados em cada órgão vegetal se destacam acima da média da Lagoa Comprida em amostras de: raízes de *T. angustifolia* (39,7 mg/kg), *L. leptocarpa* (59,0 mg/kg), *S. montevidensis* (30,6 mg/kg), *P. tomentosa* (40,0 mg/kg), *P. persicaria* (169,4 mg/kg), *A. aquatica* (59,5 mg/kg) e *P. punctatum* (27,5 mg/kg); caules de *P. tomentosa* (106,7 mg/kg); folhas de *L. leptocarpa* (53,8 mg/kg), *S. montevidensis* (28,1 mg/kg), *P. tomentosa* (33,1 mg/kg), *P. persicaria* (25,8 mg/kg) e *Commelina* sp. (71,8 mg/kg).

Nas espécies coletadas no córrego Mergulhão os resultados em cada órgão vegetal se destacam acima da média da Lagoa Comprida em amostras de: raízes de Poaceae 1 (26,2 mg/kg), *P. lapathifolium* (40,9 mg/kg), *L. elegans* (31,9 mg/kg), *P. punctatum* (46,5 mg/kg), *Cardamine* sp. (27,4 mg/kg); caules de Poaceae 1 (18,2 mg/kg), *H. reniformis* (21,5 mg/kg), *Commelina* sp. (26,0 mg/kg), *L. elegans* (71,8 mg/kg), *P. punctatum* (52,6 mg/kg); folhas de *H. reniformis* (14,2 mg/kg) e Poaceae 3 (11,6 mg/kg).

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), as concentrações de cobre em tecidos vegetais parecem ser função de seus níveis em soluções de crescimento ou em solos. O padrão desta relação varia entre as espécies de plantas e seus órgãos. Estes autores ainda

citam que a maioria das plantas tendem a acumular este elemento em maiores concentrações em raízes, devido à sua baixa mobilidade e forte ligação a tecidos radiculares. Entretanto, os resultados obtidos para este metal sugerem um comportamento diferente. Concentrações em caules e folhas superiores do que em raízes foram observadas em algumas plantas coletadas. Na Lagoa Comprida foram: *Podostemaceae*, *N. ampla*, *Poaceae* 4, *N. indica*, *Sagittaria rhombifolia*. Na Lagoa da Pampulha foram: *P. tomentosa*, *Commelina* sp., *L. leptocarpa*, *S. montevidensis* e *P. persicaria*. No Córrego Mergulhão, o mesmo mecanismo pôde ser observado em: *H. reniformis*, *Commelina* sp., *A. aquatica*, *L. elegans*, *Poaceae* 3, e *P. punctatum*. Estes resultados sugerem a ocorrência de mecanismos de translocação de metais nestas espécies.

Outras investigações em campo encontraram plantas de gêneros semelhantes apresentando concentrações de cobre similares às da presente pesquisa.

Del Rio *et al.* (2002) encontrou gêneros semelhantes ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por metais no sul da Espanha. As espécies e concentrações de cobre encontradas foram: *Plantago* sp.: 22 mg/kg; *Rumex pulcher*: 22 mg/kg; *Cyperus rotundus*: 27 mg/kg; *Polygonum aviculare*: 17 mg/kg.

Polygonum amphibium foi encontrado por Ali *et al.* (1999) ocorrendo naturalmente no Lago Nainital, Índia. Nesta pesquisa, esta espécie apresentou as seguintes concentrações de cobre de 47 mg/kg. *Polygonum thunbergi*, investigado por Kim *et al.* (2003) em áreas contaminadas na Coréia, mostraram concentrações de cobre variando de 348,4 a 863,2 mg/kg.

E. crassipes e *Eclipta alba* foram encontradas por Dwivedi *et al.* (2008) ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por cinzas de carvão mineral (resíduo de usinas termoelétricas) na Índia. *E. alba* apresentou concentrações de cobre de 22 mg/kg.

Cardamine amara e outras 12 espécies, ocorrendo em áreas contaminadas na Polônia, foram estudadas por Samecka-Cymerman e Kempers (2000). As concentrações médias de cobre em todas as plantas variaram de 0 - 70 mg/kg.

A pesquisa conduzida por Cardwell *et al.* (2006) em 6 áreas urbanas contaminadas na Austrália encontraram 7 gêneros semelhantes, são eles: *Polygonum* sp., *Typha* sp., *Rumex* sp., *Nymphoides* sp., *Ninphaea* sp., *Myriophyllum* sp. e *Cyperus* sp. As macrófitas encontradas por estes pesquisadores apresentaram concentrações de cobre em raízes e folhas similares aos apresentados pela presente pesquisa. A tabela a seguir apresenta estes resultados:

Tabela 5.2 - concentrações de Cu encontradas por Cardwell et al. (2006) em gêneros semelhantes

Espécies	Órgão vegetal	Cu (mg/kg biomassa seca)
<i>Cyperus eragrostis</i>	R	263,3
	F	-
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	R	431,0
	F	156,2
<i>Nymphaea violacea</i>	R	-
	F	13,4
<i>Nymphoides germinata</i>	R	26,7
	F	16,3
<i>Polygonum attenuatum</i>	R	96,1
	F	15,1
<i>Polygonum orientale</i>	R	11,4
	F	8,8
<i>Polygonum subsessilis</i>	R	75,0
	F	10,9
<i>Polygonum lapathifolium</i>	R	17,5
	F	16,2
<i>Rumex crispus</i>	R	110,8
	F	12,0
<i>Typha dominguensis</i>	R	53,5
	F	3,3
<i>Typha orientalis</i>	R	4,1
	F	2,3

R – Raízes; F – Folhas. Fonte: adaptado de Cardwell *et al.* (2002).

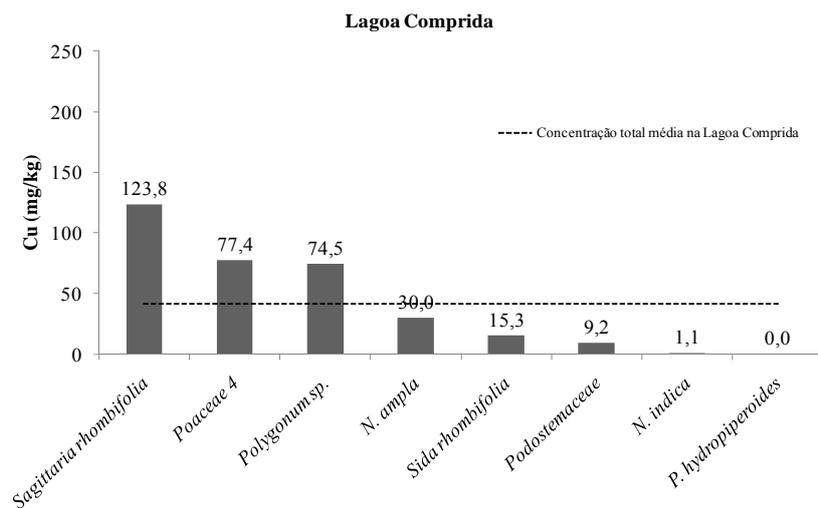


Figura 5.8 - Concentrações totais de Cu encontradas na Lagoa Comprida

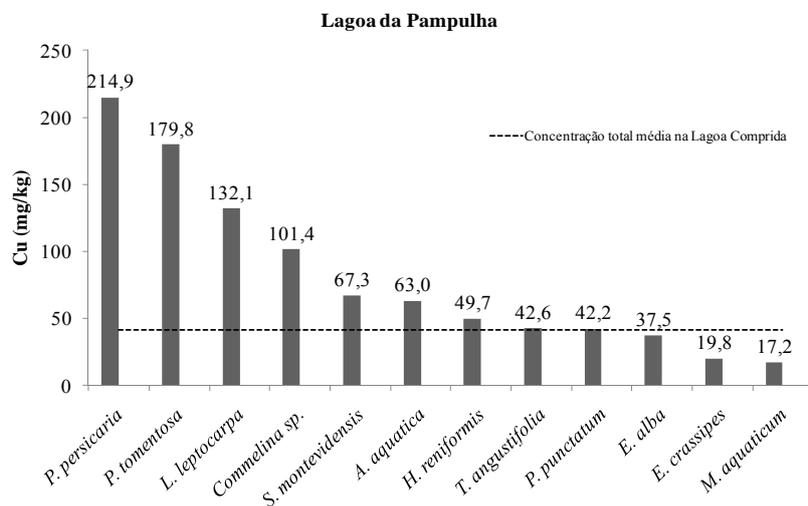


Figura 5.9 - Concentrações totais de Cu encontradas na Lagoa da Pampulha

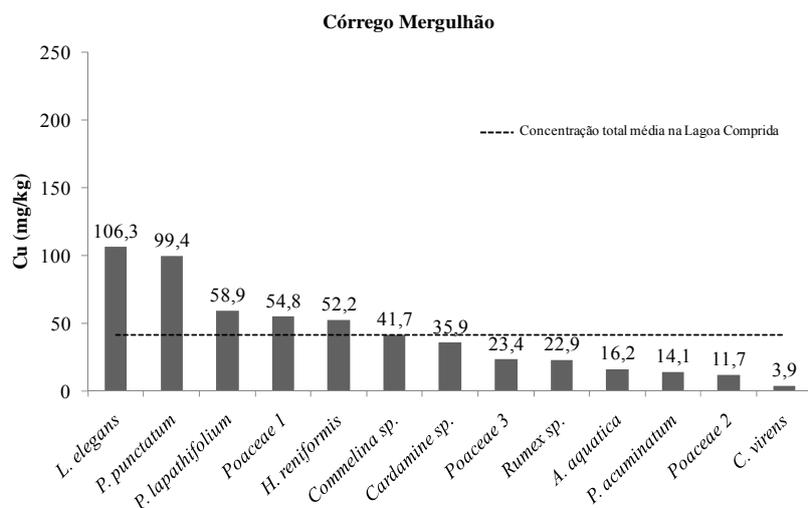


Figura 5.10 - Concentrações totais de Cu encontradas no Córrego Mergulhão

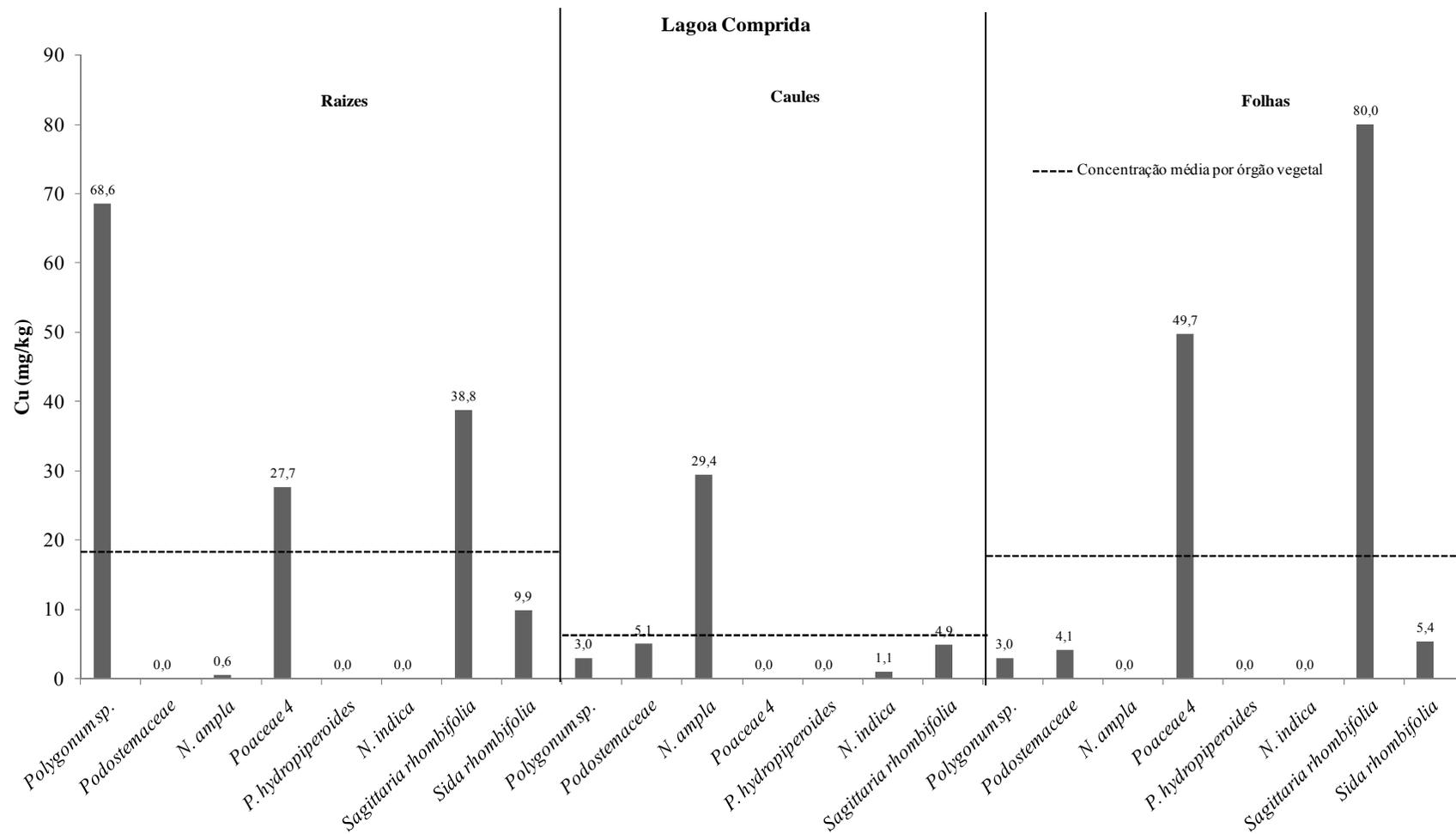


Figura 5.11 - Concentrações de Cu por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida

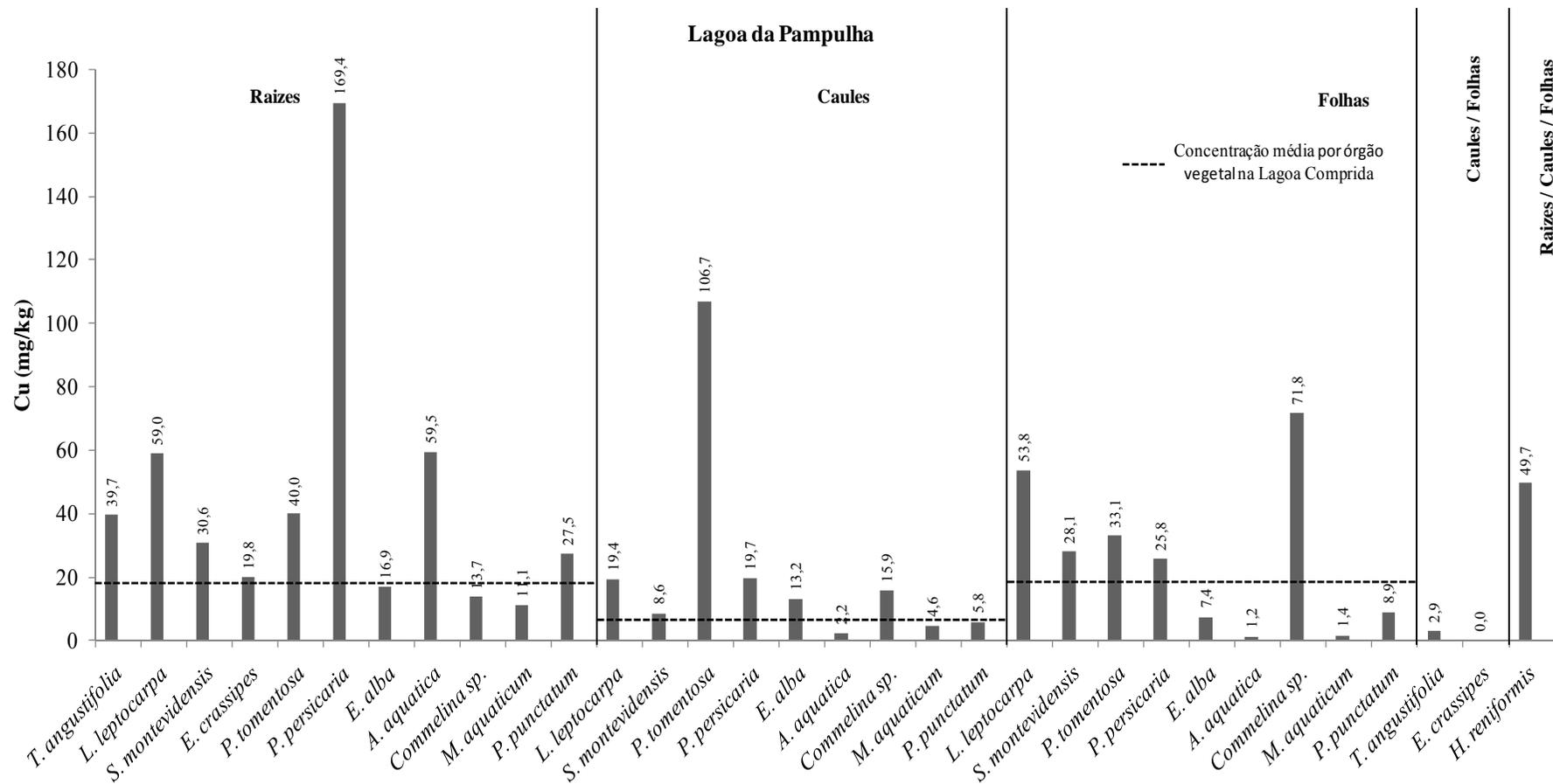


Figura 5.12 - Concentrações de Cu por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa da Pampulha

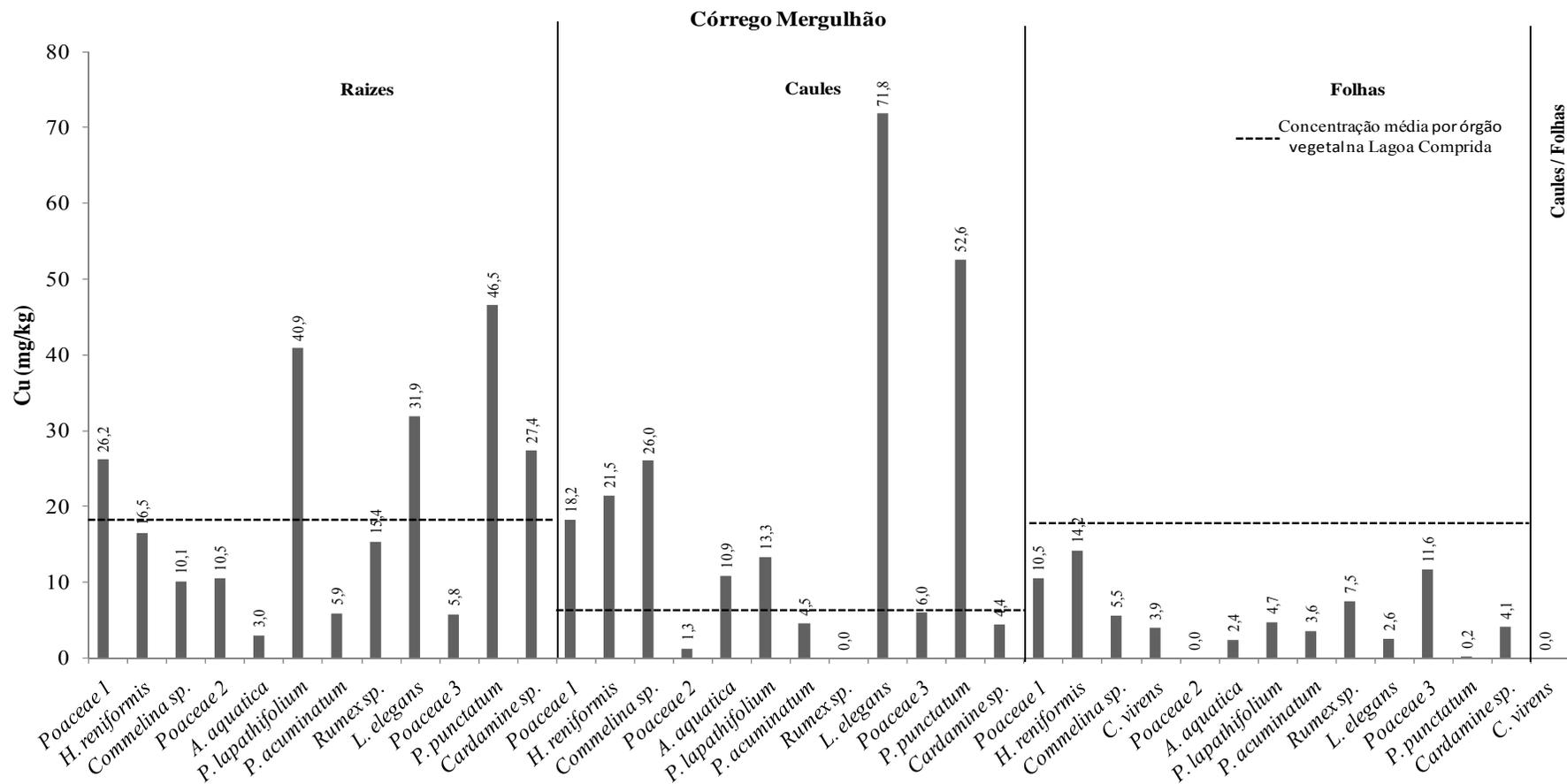


Figura 5.13 - Concentrações de Cu por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas no Córrego Mergulhão

A figura 5.14 compara as concentrações de cobre nas espécies comuns às duas áreas urbanas com a média das concentrações totais na Lagoa Comprida. Este gráfico tem como objetivo apenas apresentar as concentrações observadas nas espécies em comum nas duas áreas urbanas. Conclusões mais aprofundadas não são possíveis, tendo em vista a característica dos dados obtidos.

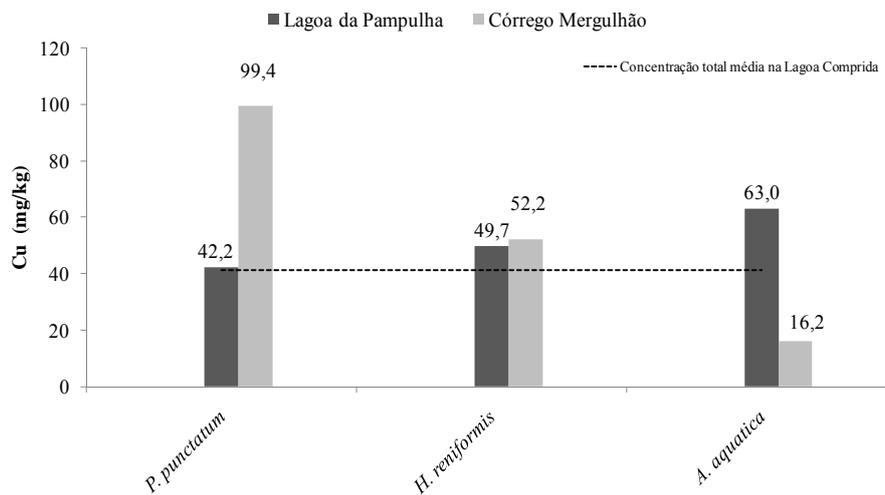


Figura 5.14 - Concentrações totais de Cu nas espécies encontradas em ambas as áreas urbanas

5.2.3 Concentrações de Pb

Segundo Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001), os limites de toxicidade para chumbo em vegetais variam de 30 a 300 mg/kg de massa seca. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), apesar do chumbo ocorrer naturalmente em plantas, não foi demonstrado se este elemento desempenha algum papel essencial em seus metabolismos e seus valores usuais em vegetais são da ordem de 5 a 10 mg/kg de massa seca.

As concentrações totais de chumbo nas plantas coletadas variaram entre não detectáveis e 33,3 mg/kg. A maior concentração ocorreu em *S. montevidensis*, coletada na lagoa da Pampulha. *L. leptocarpa* (27,1 mg/kg), *L. elegans* (20,6 mg/kg), *H. reniformis* (26,4 mg/kg na lagoa da Pampulha e 20,5 mg/kg no córrego Mergulhão) e *Cardamine* sp. (20,3 mg/kg) apresentaram as mais elevadas concentrações de chumbo. A maioria das amostras coletadas em ambas as áreas contaminadas, mostraram concentrações acima da média da Lagoa Comprida para chumbo.

Nas espécies coletadas na lagoa da Pampulha os resultados em cada órgão vegetal se destacam acima da média da Lagoa Comprida em todas as amostras de raízes, exceto em *E. alba*. Em amostras de caules, *L. leptocarpa* (3,3 mg/kg), *S. montevidensis* (2,9 mg/kg), *P. tomentosa* (1,5 mg/kg) são os destaques. Em amostras de folhas, *L. leptocarpa* (3,9 mg/kg), *S. montevidensis* (1,6 mg/kg), *P. persicaria* (3,0 mg/kg), *M. aquaticum* (1,6 mg/kg), *Commelina* sp. (3,2 mg/kg) e *P. punctatum* (2,8 mg/kg) se destacam acima da média da Lagoa Comprida. As amostras de folhas e caules de *T. angustifolia* (1,4 mg/kg) também se destacam entre as demais.

Nas espécies coletadas no Córrego Mergulhão todas as amostras de raízes apresentaram concentrações acima da média da lagoa Comprida, exceto em *Poaceae* 1 e *Poaceae* 2. Em amostras de caules, apenas *Cardamine* sp. (1,5 mg/kg) apresentou valores superiores à média da Lagoa Comprida. Já em amostras de folhas, apenas *H. reniformis* (1,4 mg/kg) se destacou acima da média da Lagoa Comprida.

O chumbo não é um elemento essencial aos organismos, não possui função biológica conhecida e sua translocação de raízes para partes aéreas é muito limitada (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). Os resultados para este elemento-traço em caules e folhas

mostram baixas concentrações de acumulação, muitas vezes nulas, o que demonstra mecanismos de retenção em raízes. Deste modo, as plantas evitam os potenciais efeitos tóxicos deste e outros elementos aos tecidos fotossintetizantes (Bragato *et al.*, 2006). Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), o chumbo é um elemento com baixa mobilidade em vegetais pois tende a se ligar fortemente a tecidos radiculares.

Concentrações mais elevadas, se comparadas às da Lagoa Comprida, foram encontradas nas duas áreas urbanas, evidenciando a presença fontes de contaminação deste elemento-traço na Lagoa da Pampulha e Córrego Mergulhão.

Nas três áreas amostradas, todas as amostras apresentaram concentrações de chumbo em raízes superiores que nos outros órgãos vegetais, exceto em *N. indica* e *Sagittaria rhombifolia*, na Lagoa Comprida. Estes resultados corroboram as teorias de maior acumulação de chumbo em raízes, apresentadas por Kabata-Pendias e Pendias (2001) e Bragato *et al.* (2006) e sugerem mecanismos específicos de translocação nas duas espécies na Lagoa Comprida.

Outras investigações em campo encontraram plantas de gêneros semelhantes apresentando concentrações de chumbo similares às da presente pesquisa.

Del Rio *et al.* (2002) encontrou gêneros semelhantes ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por metais no sul da Espanha. As espécies e concentrações de chumbo encontradas foram: *Plantago* sp.: 58 mg/kg; *Rumex pulcher*: 22 mg/kg; *Cyperus rotundus*: 11 mg/kg; *Polygonum aviculare*: 14 mg/kg.

Dentre 12 plantas aquáticas investigadas por Deng *et al.* (2004), ocorrendo em áreas contaminadas na China, *Typha latifolia* foi a espécie que apresentou as mais elevadas concentrações de chumbo (3256 mg/kg) em raízes.

Polygonum amphibium foi encontrado por Ali *et al.* (1999) ocorrendo naturalmente no Lago Nainital, Índia. Nesta pesquisa, esta espécie apresentou concentrações de chumbo de 24 mg/kg. *Polygonum thunbergi*, investigado por Kim *et al.* (2003) em áreas contaminadas na Coréia, mostraram concentrações de chumbo variando de 101,6 a 320,8 mg/kg.

E. crassipes e *Eclipta alba* foram encontradas por Dwivedi *et al.* (2008) ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por cinzas de carvão mineral (resíduo de usinas termoelétricas) na Índia. *E. alba* apresentou concentrações de chumbo de 181 mg/kg.

Cardamine amara e outras 12 espécies, ocorrendo em áreas contaminadas na Polônia, foram estudadas por Samecka-Cymerman e Kempers (2000). As concentrações médias de chumbo em todas as plantas variaram de 0 - 225 mg/kg.

A pesquisa conduzida por Cardwell *et al.* (2006) em 6 áreas urbanas contaminadas na Austrália encontraram 7 gêneros semelhantes, são eles: *Polygonum* sp., *Typha* sp., *Rumex* sp., *Nymphoides* sp., *Ninphaea* sp., *Myriophyllum* sp. e *Cyperus* sp. As macrófitas encontradas por estes pesquisadores apresentaram concentrações de cobre em raízes e folhas similares aos apresentados pela presente pesquisa. A tabela a seguir apresenta estes resultados:

Tabela 5.3 - concentrações de Pb encontradas por Cardwell *et al.* (2006) em gêneros semelhantes

Espécies	Órgão vegetal	Pb (mg/kg biomassa seca)
<i>Cyperus eragrostis</i>	R	36,7
	F	-
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	R	63,9
	F	25,0
<i>Nymphaea violacea</i>	R	-
	F	37,6
<i>Nymphoides germinata</i>	R	57,9
	F	20,4
<i>Polygonum attenuatum</i>	R	100,9
	F	20,5
<i>Polygonum orientale</i>	R	4,5
	F	2,2
<i>Polygonum subsessilis</i>	R	119,0
	F	6,9
<i>Polygonum lapathifolium</i>	R	18,9
	F	1,6
<i>Rumex crispus</i>	R	431,5
	F	14,4
<i>Typha dominguensis</i>	R	131,4
	F	1,9
<i>Typha orientalis</i>	R	0,20
	F	0,0

R – Raízes; F – Folhas. Fonte: adaptado de Cardwell *et al.* (2002).

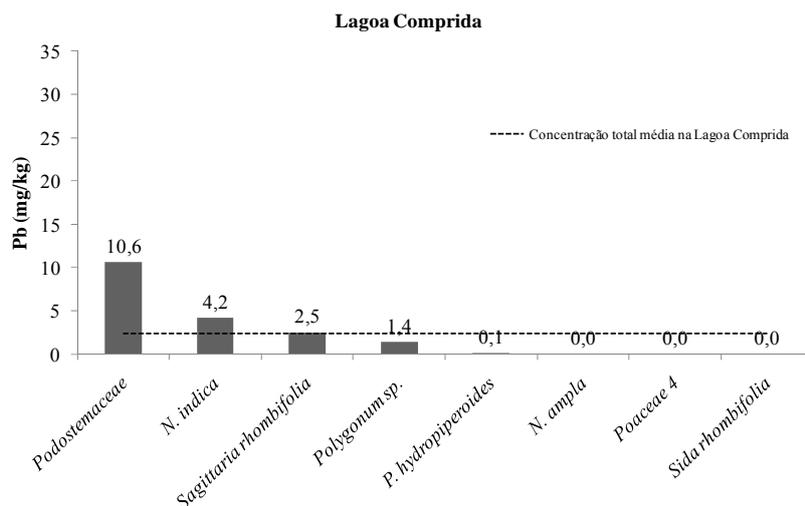


Figura 5.15 - Concentrações totais de Pb encontradas na Lagoa Comprida

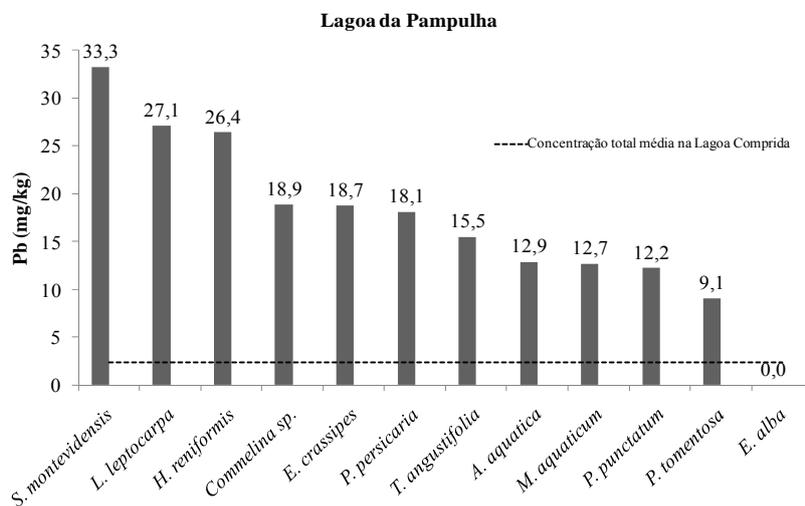


Figura 5.16 - Concentrações totais de Pb encontradas na Lagoa da Pampulha

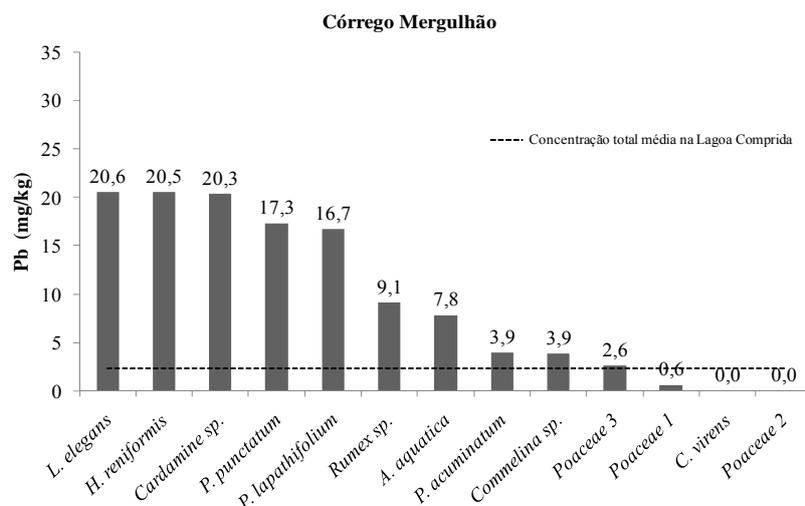


Figura 5.17 - Concentrações totais de Pb encontradas no Córrego Mergulhão

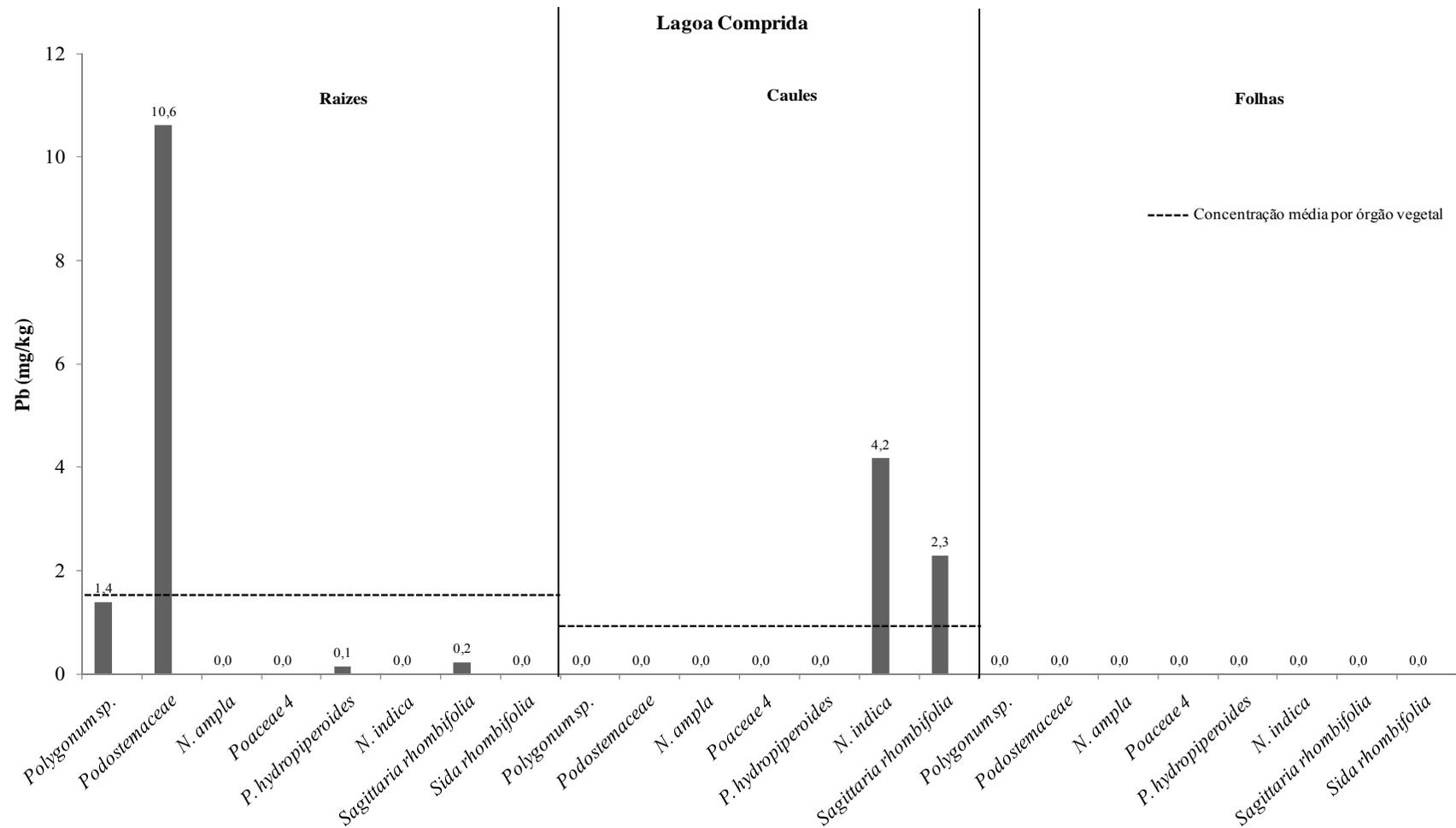


Figura 5.18 - Concentrações de Pb por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida

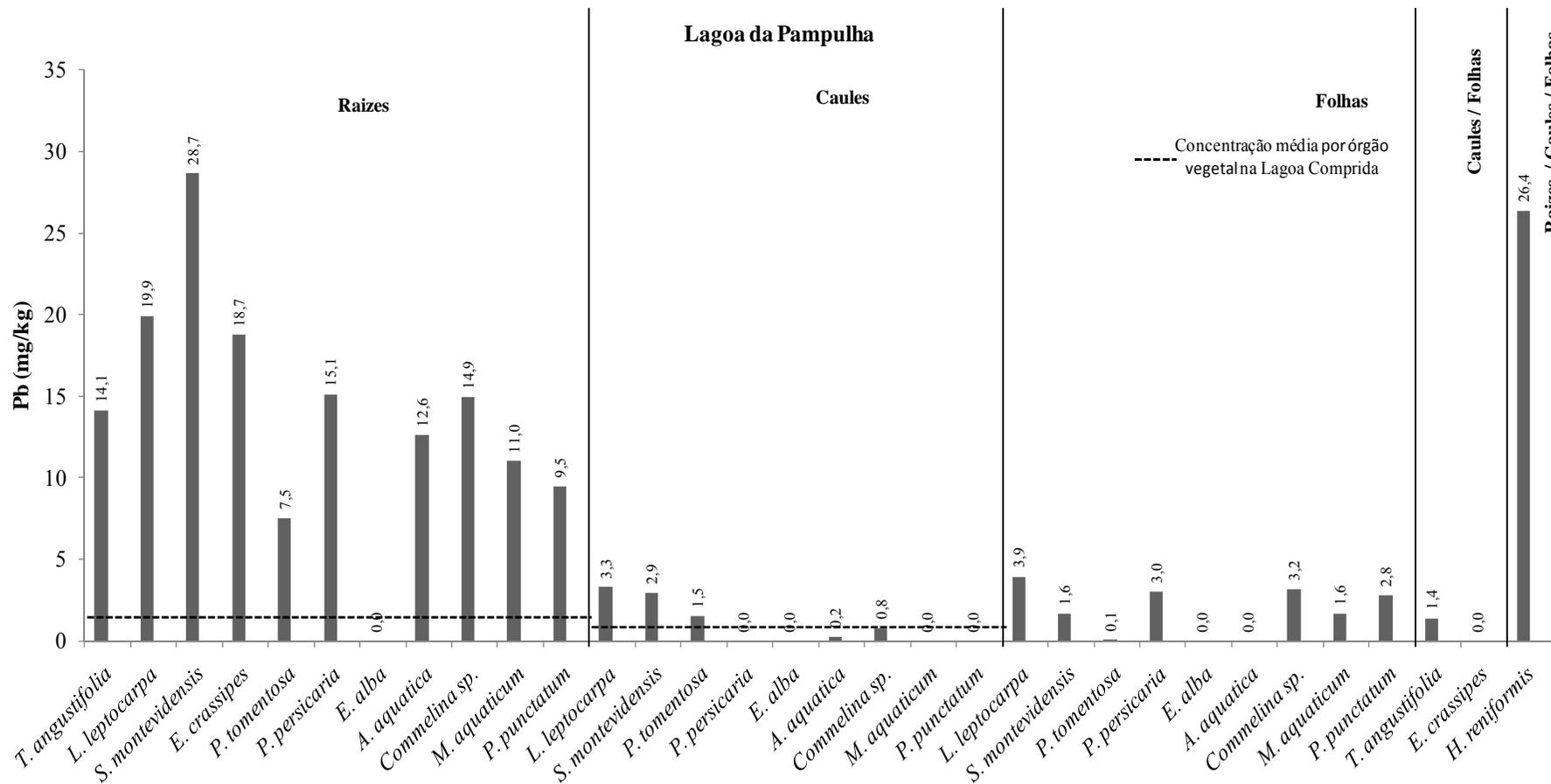


Figura 5.19 - Concentrações de Pb por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa da Pampulha

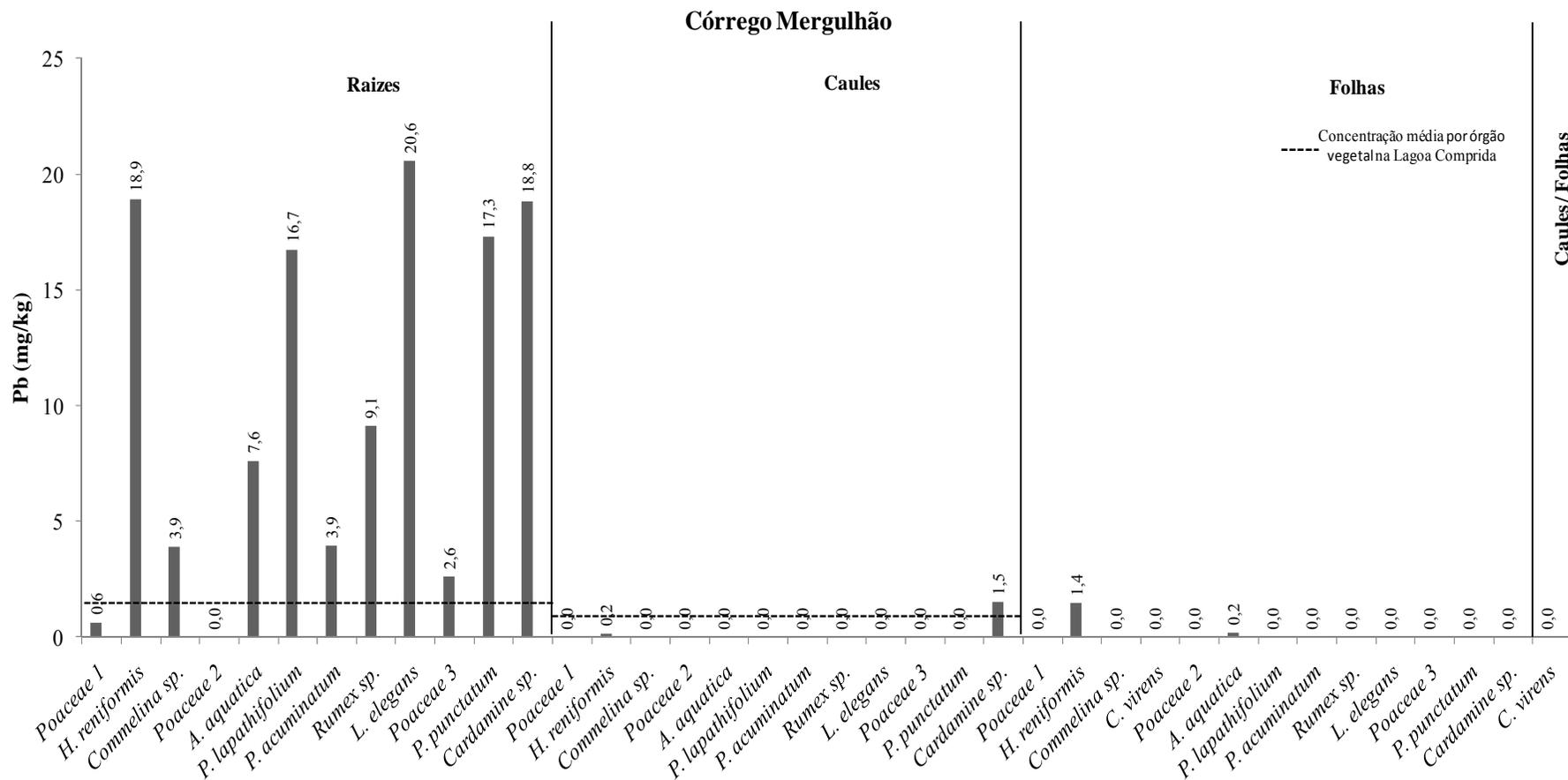


Figura 5.20 - Concentrações de Pb por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas no Córrego Mergulhão

A figura 5.21 compara as concentrações de chumbo nas espécies comuns às duas áreas urbanas com a média das concentrações totais na Lagoa Comprida. Este gráfico tem como objetivo apenas apresentar as concentrações observadas nas espécies em comum nas duas áreas urbanas. Conclusões mais aprofundadas não são possíveis, tendo em vista a característica dos dados obtidos.

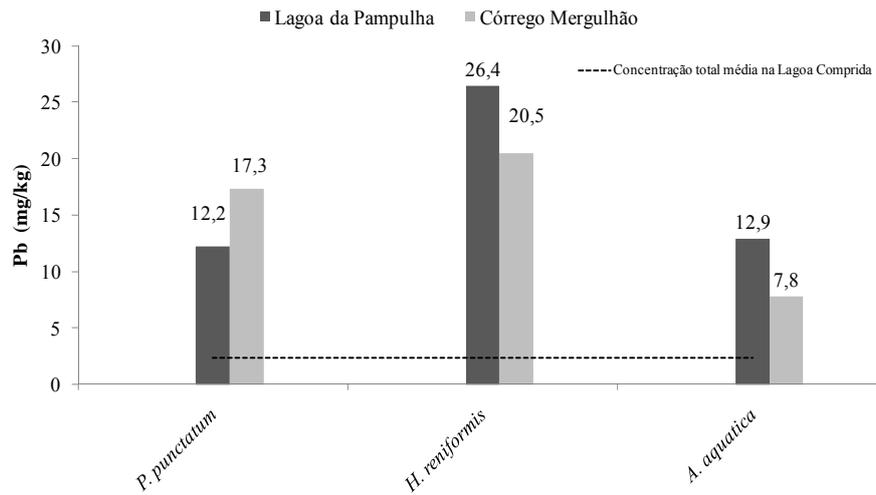


Figura 5.21 - Concentrações totais de Pb nas espécies encontradas em ambas as áreas urbanas

5.2.4 Concentrações de Ni

Segundo Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001), os limites de toxicidade para níquel em vegetais variam de 10 a 100 mg/kg de massa seca. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os valores usuais de níquel em vegetais são da ordem de 0,1 a 5 mg/kg de massa seca. Ainda para estes autores, o níquel é facilmente absorvido pelas vegetais e o fator que mais afeta a absorção deste elemento-traço é o pH no solo.

As concentrações totais de níquel nas macrófitas analisadas variaram entre 2,2 e 20,1 mg/kg, exceto na espécie *S. montevidensis* (44,1 mg/kg) que se destaca com potencial para pesquisas mais detalhadas sobre este assunto, tanto para níquel quanto para outros metais-traço.

Nas espécies coletadas na lagoa da Pampulha e Córrego Mergulhão os resultados em raízes se destacam acima da média da Lagoa Comprida em todas as espécies, exceto em *E. alba* (2,5 mg/kg) e *Poaceae* 1 (1,9 mg/kg).

Quanto às concentrações observadas em partes aéreas acima da média da Lagoa Comprida, os resultados na Lagoa da Pampulha se destacam em: caules de *L. leptocarpa* (4,0 mg/kg), *S. montevidensis* e *P. tomentosa* (2,8 mg/kg), *Commelina* sp. (4,1 mg/kg); e folhas de *L. leptocarpa* (3,8 mg/kg), *S. montevidensis* (11,1 mg/kg), *P. persicaria* (2,6 mg/kg), *E. alba* (4,6 mg/kg), *A. aquatica* (2,9 mg/kg), *Commelina* sp. (3,9 mg/kg), *P. punctatum* (2,4 mg/kg).

No Córrego Mergulhão as concentrações acima da média da Lagoa Comprida se destacam em: caules de *H. reniformis* (3,9 mg/kg), *L. elegans* (2,8 mg/kg); e em folhas de *H. reniformis* (7,7 mg/kg) e *Poaceae* 2 (2,9 mg/kg).

Mecanismos de translocação de níquel de raízes para partes aéreas (evidenciados por concentrações em caules e folhas maiores do que em raízes) puderam ser observados em algumas plantas coletadas. Na Lagoa Comprida foram: *Podostemaceae* e *Poaceae* 4. Na Lagoa da Pampulha foram: *S. montevidensis*, *P. persicaria*, *E. alba*, *A. aquatica* e *P. punctatum*. No Córrego Mergulhão foram: *H. reniformis*, *Poaceae* 2, *A. aquatica*, *P. lapathifolium* e *P. acuminatum*.

Outras investigações em campo encontraram plantas de gêneros semelhantes apresentando concentrações de níquel similares às da presente pesquisa.

Polygonum amphibium foi encontrado por Ali *et al.* (1999) ocorrendo naturalmente no Lago Nainital, Índia. Nesta pesquisa, esta espécie apresentou as seguintes concentrações de níquel de 13 mg/kg. Samecka-Cymerman e Kempers (2000) encontraram *Cardamine amara*, dentre outras espécies, ocorrendo em áreas contaminadas na Polônia. As concentrações médias de níquel entre as espécies coletadas variaram de 0 a 65 mg/kg.

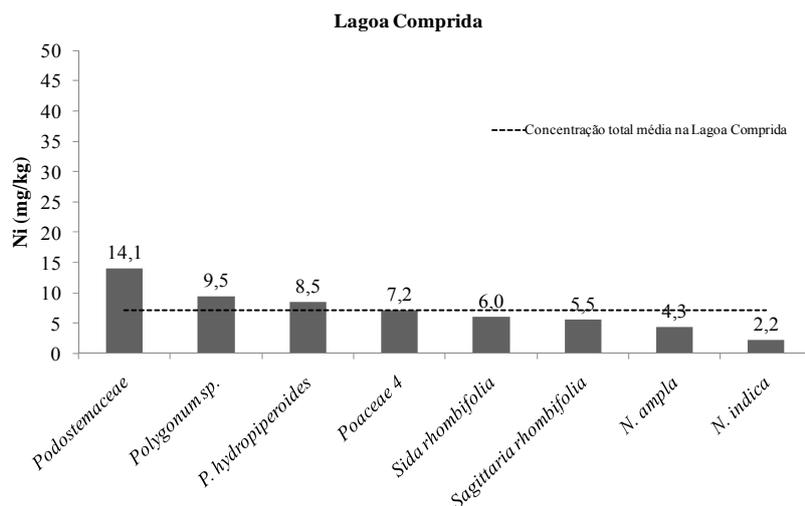


Figura 5.22 - Concentrações totais de Ni encontradas na Lagoa Comprida

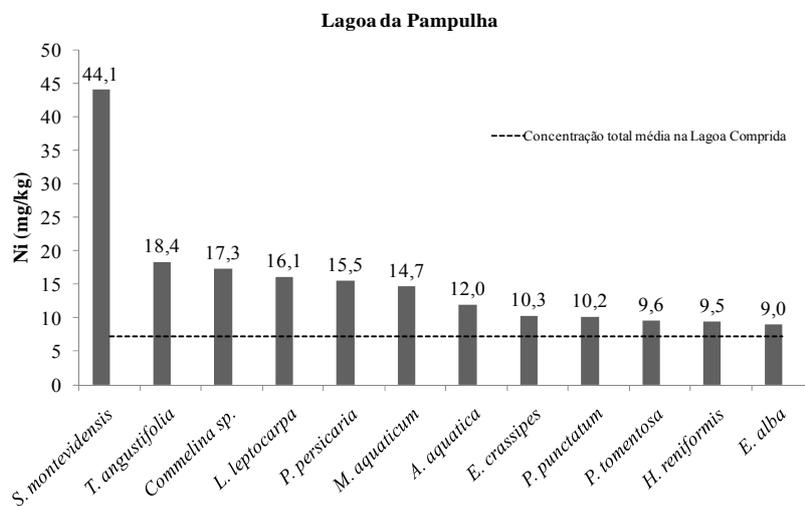


Figura 5.23 - Concentrações totais de Ni encontradas na Lagoa da Pampulha

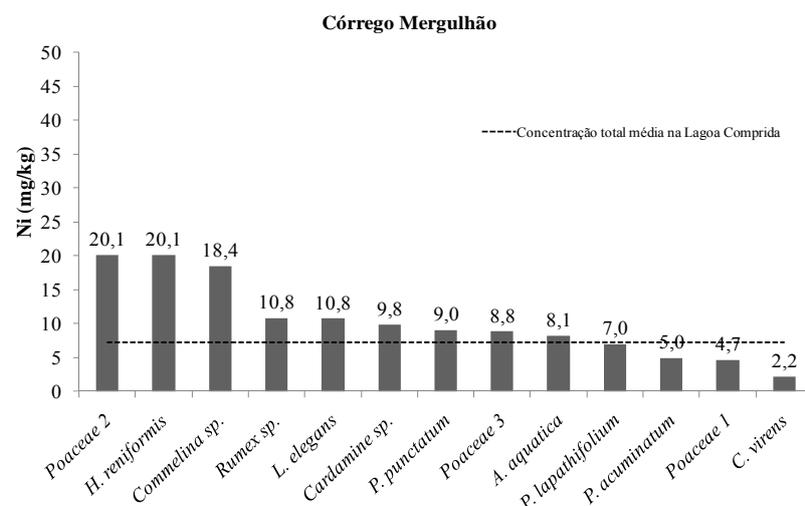


Figura 5.24 - Concentrações totais de Ni encontradas no Córrego Mergulhão

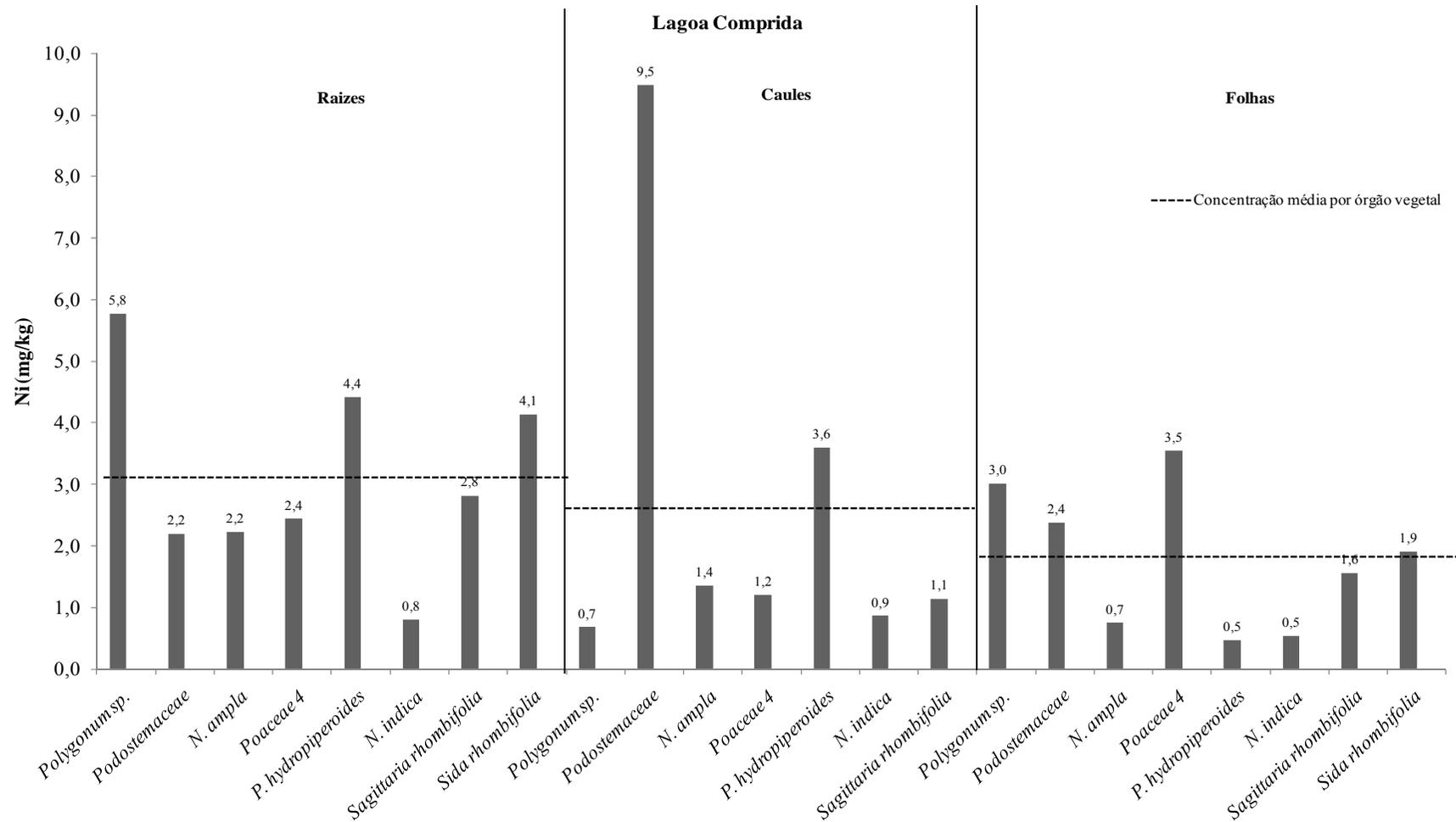


Figura 5.25 - Concentrações de Ni por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida

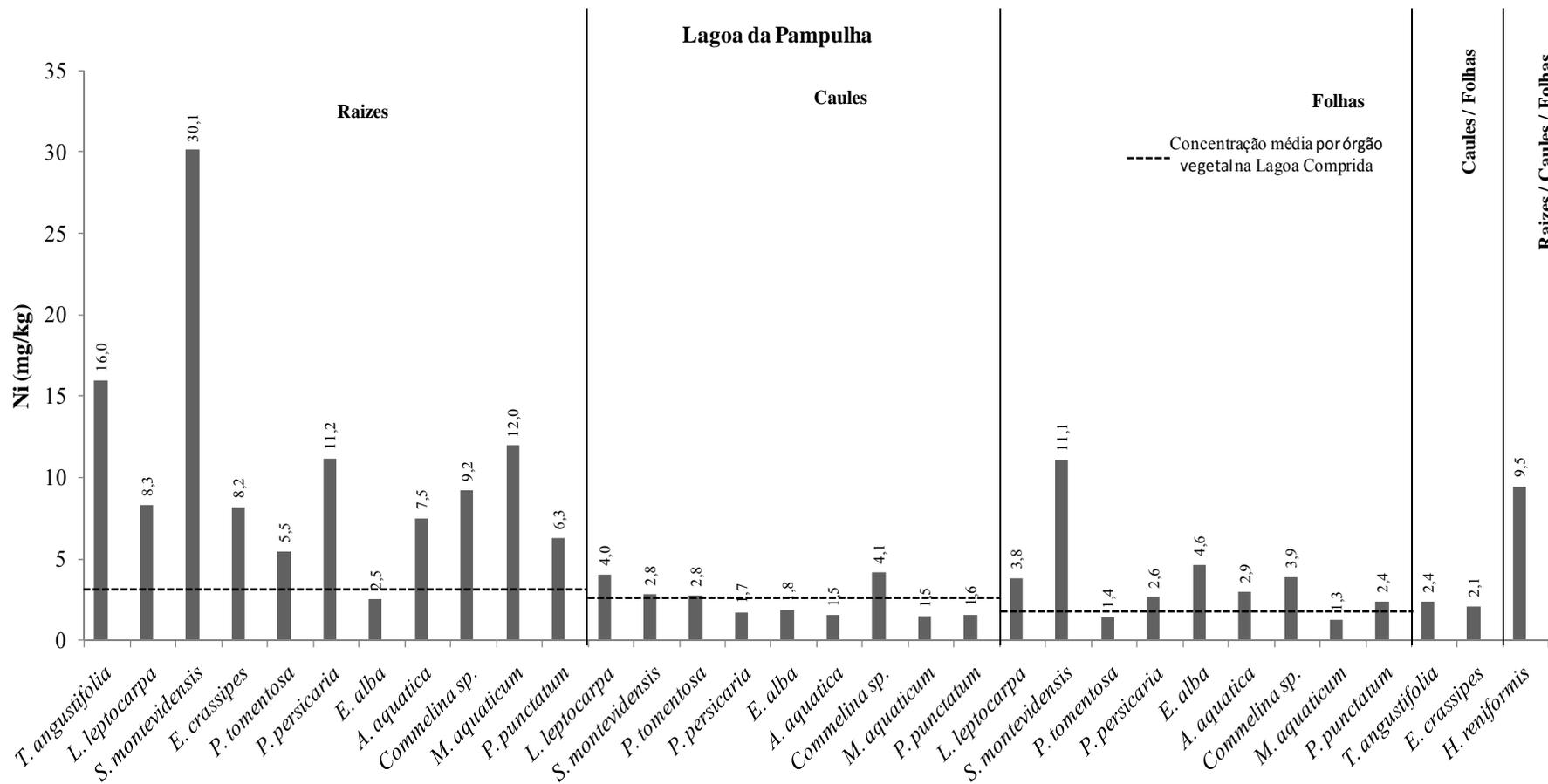


Figura 5.26 - Concentrações de Ni por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa da Pampulha

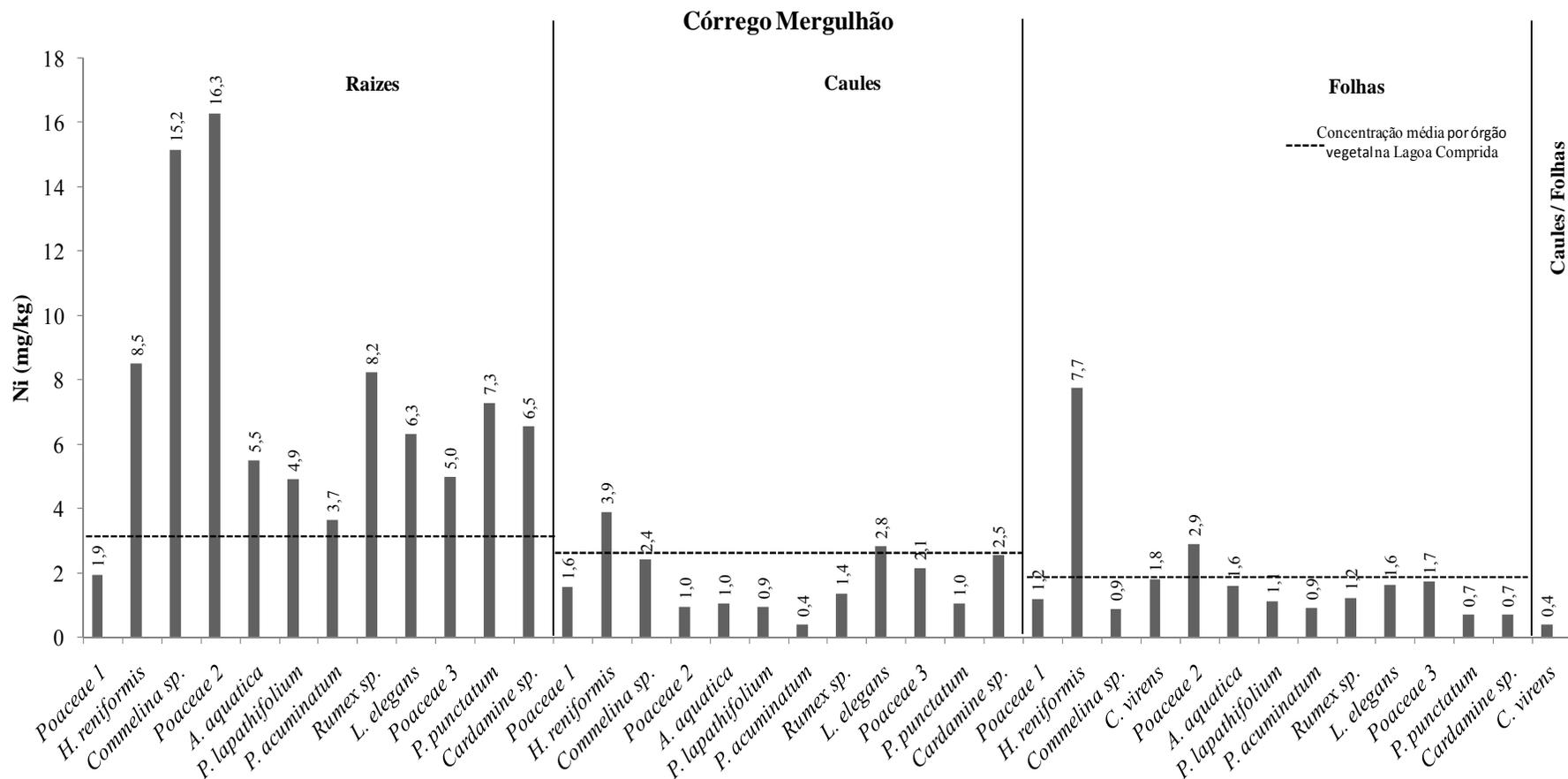


Figura 5.27 - Concentrações de Ni por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas no Córrego Mergulhão

A figura 5.28 compara as concentrações de cobre nas espécies comuns às duas áreas urbanas com a média das concentrações totais na Lagoa Comprida. Este gráfico tem como objetivo apenas apresentar as concentrações observadas nas espécies em comum nas duas áreas urbanas. Conclusões mais aprofundadas não são possíveis, tendo em vista a característica dos dados obtidos.

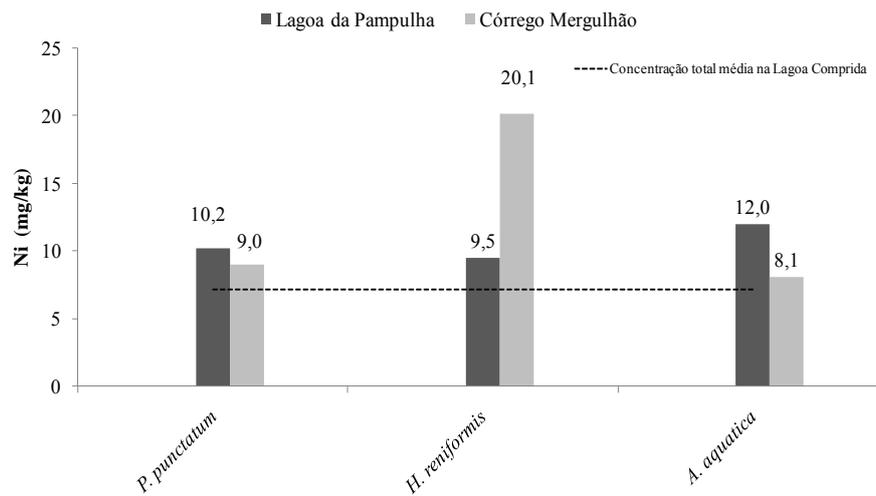


Figura 5.28 - Concentrações totais de Ni nas espécies encontradas em ambas as áreas urbanas

5.2.5 Concentrações de V

Segundo Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001), os limites de toxicidade para vanádio em vegetais variam de 5 a 10 mg/kg de massa seca. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os valores usuais de níquel em vegetais são da ordem de 0,2 a 1,5 mg/kg de massa seca. Ainda para estes autores, o vanádio em formas solúveis é facilmente absorvido pelas raízes e esta absorção é dependente do pH e da concentração deste elemento no solo.

As concentrações totais de vanádio variaram de não detectáveis a 49,8 mg/kg em *E. alba*, coletada na Lagoa da Pampulha. Todas as espécies analisadas na Lagoa da Pampulha apresentaram concentrações deste elemento-traço acima da média da Lagoa Comprida. Já no Córrego Mergulhão, os destaques acima da média da Lagoa comprida são: *P. punctatum* (46,6 mg/kg), *Cardamine* sp. (38,1 mg/kg), *P. lapathifolium* (37,7 mg/kg), *P. acuminatum* (33,6 mg/kg), *Rumex* sp. (22,5 mg/kg), *H. reniformis* (18,2 mg/kg), *A. aquatica* (16,7 mg/kg).

Nas espécies coletadas na lagoa da Pampulha os resultados em cada órgão vegetal se destacam acima da média da Lagoa Comprida em raízes de todas as amostras analisadas. Em caules, os valores se destacam em *L. leptocarpa* (4,8 mg/kg), *P. persicaria* (7,5 mg/kg), *E. alba* (11,5 mg/kg), *A. aquatica* (6,7 mg/kg) e *Commelina* sp. (5,7 mg/kg). Em folhas, os destaques são *P. persicaria* (10,8 mg/kg), *E. alba* (21,3 mg/kg), *A. aquatica* (8,1 mg/kg), *Commelina* sp. (5,6 mg/kg).

Nas espécies coletadas no córrego Mergulhão os resultados em cada órgão vegetal se destacam em raízes de *H. reniformis* (18,2 mg/kg), *A. aquatica* (14,3 mg/kg), *P. lapathifolium* (31,5 mg/kg), *P. acuminatum* (22,5 mg/kg), *Rumex* sp. (22,5 mg/kg), *P. punctatum* (39,0 mg/kg), *Cardamine* sp. (20,0 mg/kg); em caules de *P. acuminatum* (5,7 mg/kg), *Cardamine* sp. (9,6 mg/kg) e em folhos de *P. acuminatum* (5,4 mg/kg), *P. punctatum* (5,0 mg/kg) e *Cardamine* sp. (8,6 mg/kg).

Mecanismos de translocação de vanádio de raízes para partes aéreas (evidenciados por concentrações em caules e folhas maiores do que em raízes) puderam ser observados em algumas plantas coletadas. Na Lagoa Comprida foram: *Podostemaceae*, *N. ampla*,

Poaceae 4 e *N. indica*. Na Lagoa da Pampulha foram: *P. persicaria* e *E. alba*. No Córrego Mergulhão foram: *Poaceae* 2, *P. lapathifolium*, *Poaceae* 3 e *P. punctatum*.

Em ambas as áreas urbanas observou-se que as concentrações de vanádio em raízes, com algumas exceções, são superiores às concentrações em caules e folhas. Estas observações corroboram o conceito de imobilização de metais em raízes apresentado por Kabata-Pendias e Pendias (2001).

A pesquisa de Samecka-Cymerman e Kempers (2000) analisou as concentrações de vanádio, dentre outros elementos-traço, em várias espécies ocorrendo em áreas contaminadas na Polónia. As espécies encontradas, dentre elas *Cardamine amara*, apresentaram concentrações de vanádio variando de 0 a 40 mg/kg. Estes resultados são semelhantes aos da presente pesquisa.

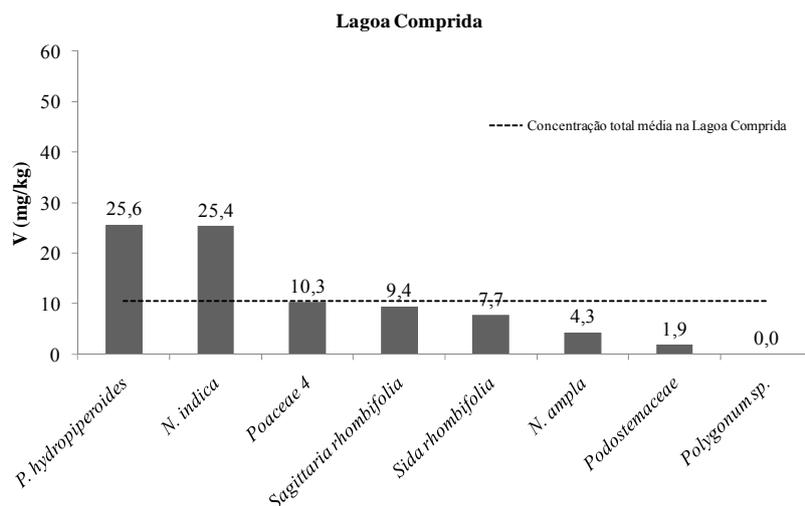


Figura 5.29 - Concentrações totais de V encontradas na Lagoa Comprida

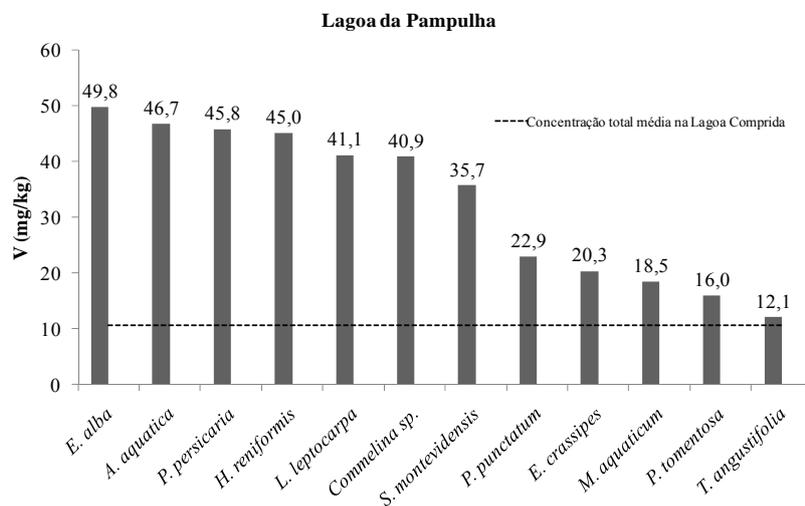


Figura 5.30 - Concentrações totais de V encontradas na Lagoa da Pampulha

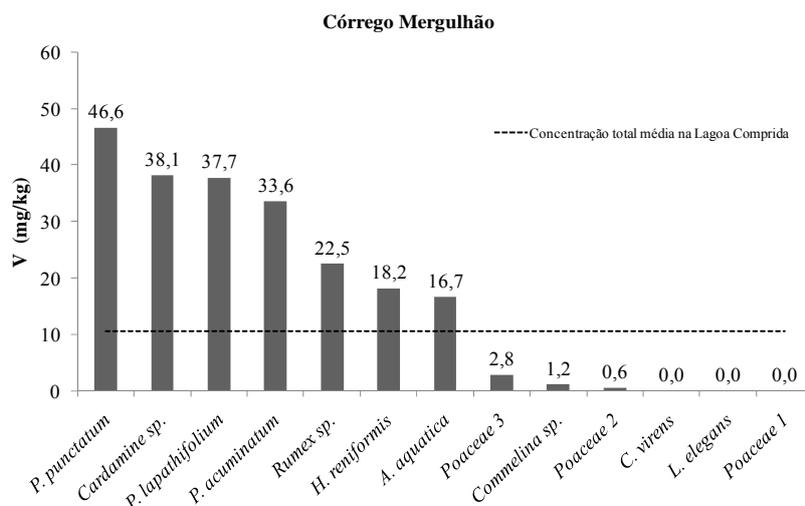


Figura 5.31 - Concentrações totais de V encontradas no Córrego Mergulhão

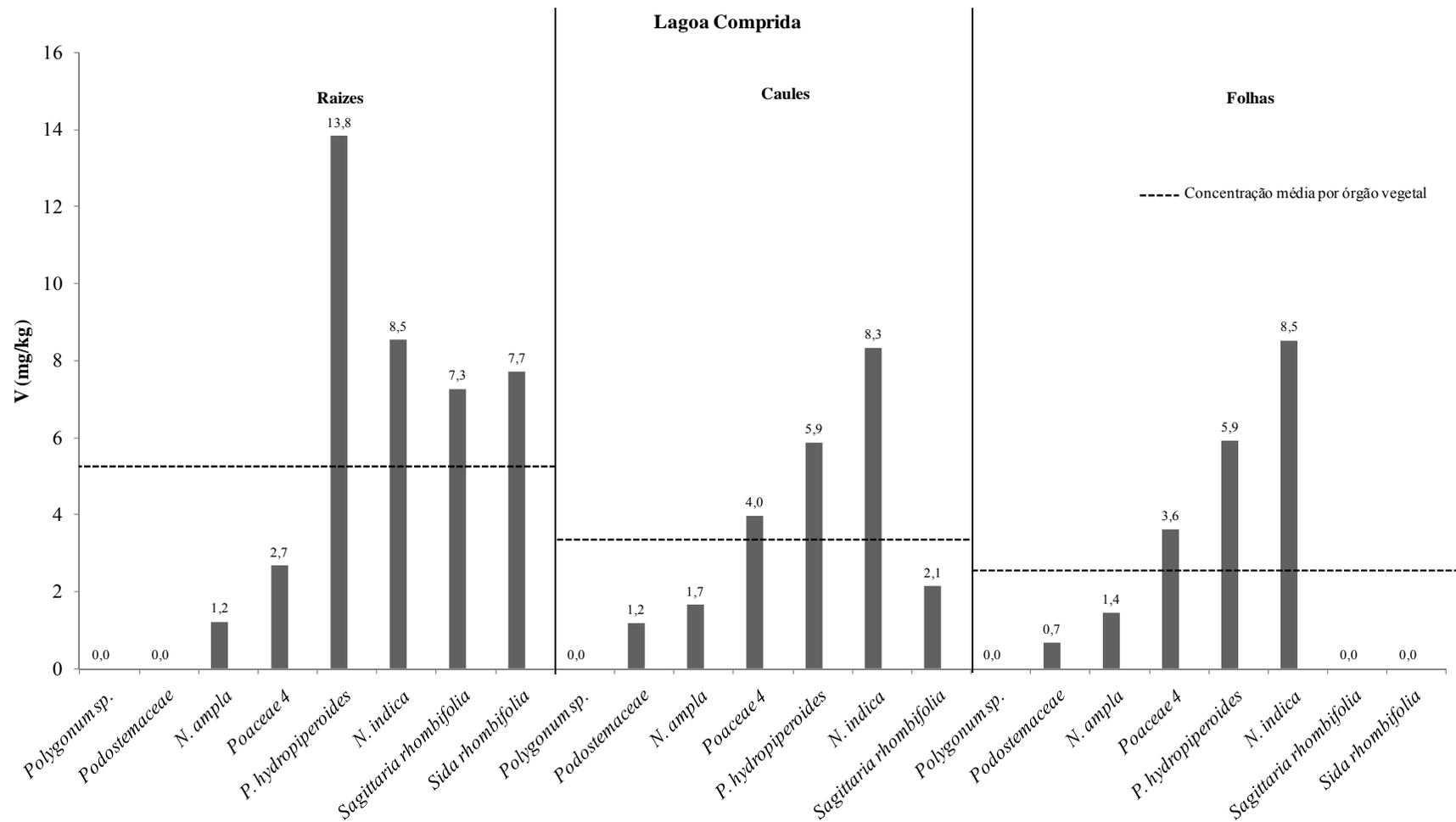


Figura 5.32 - Concentrações de V por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida

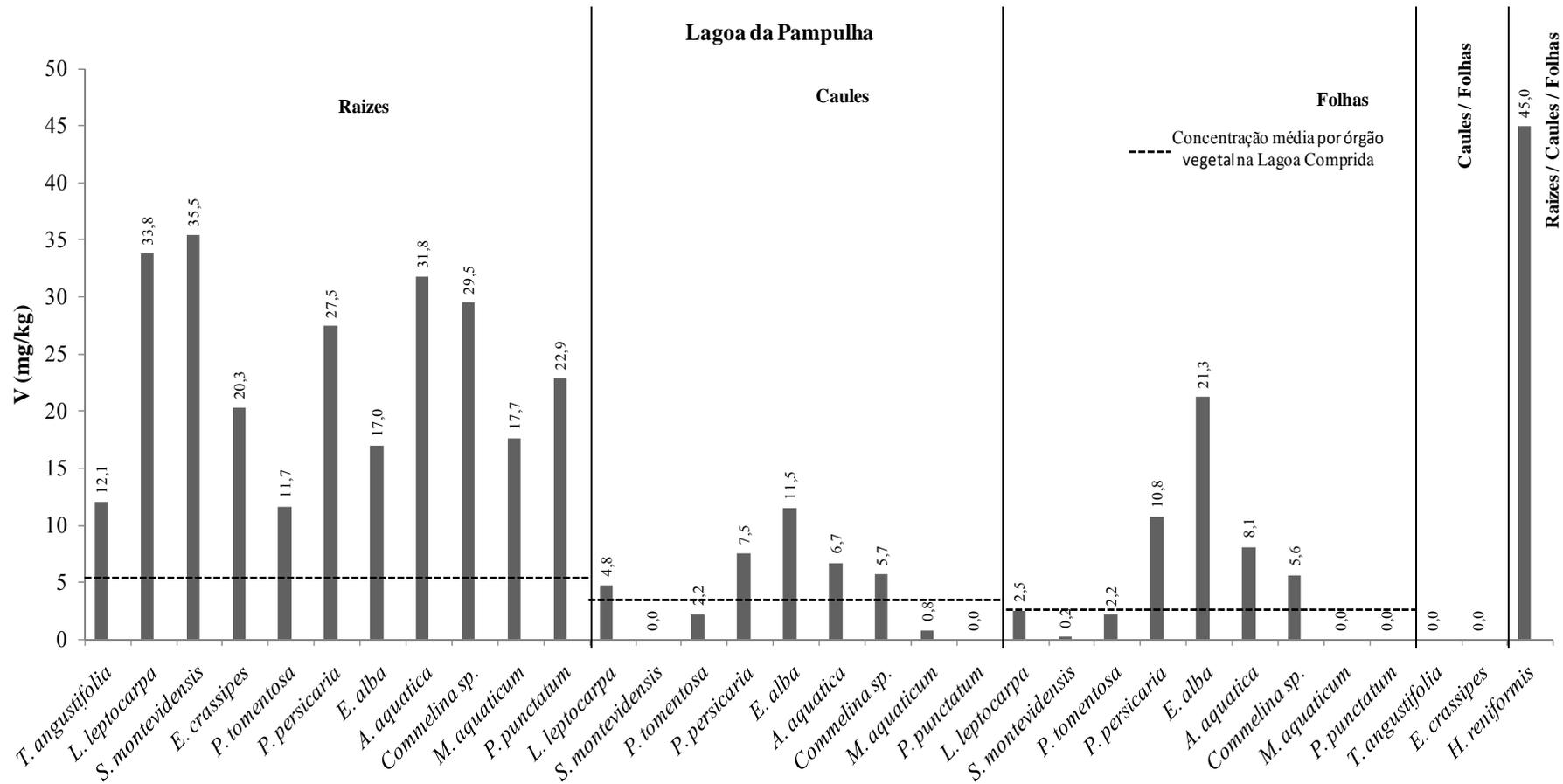


Figura 5.33 - Concentrações de V por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa da Pampulha

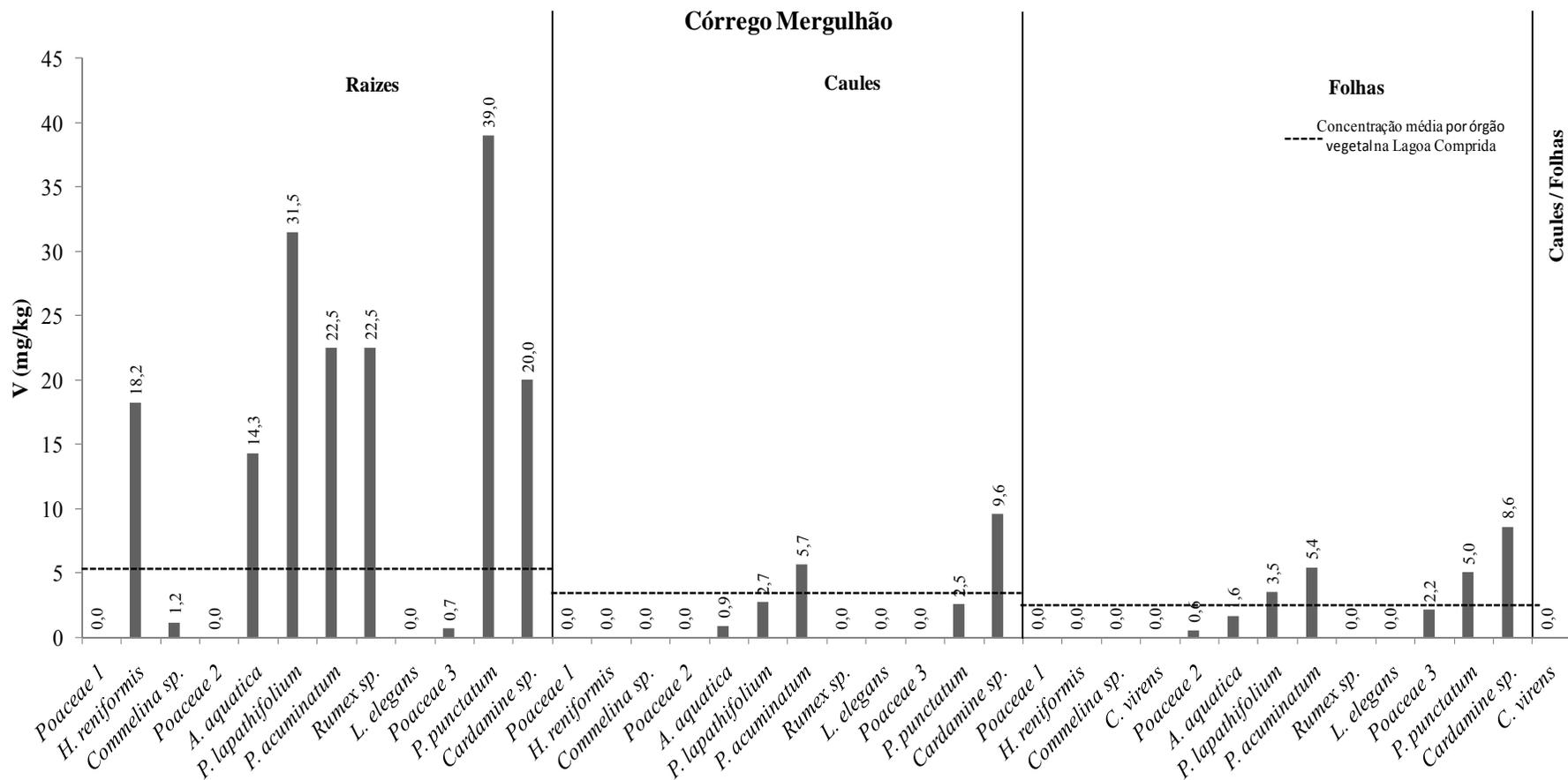


Figura 5.34 - Concentrações de V por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas no Córrego Mergulhão

A figura 5.35 compara as concentrações de cobre nas espécies comuns às duas áreas urbanas com a média das concentrações totais na Lagoa Comprida. Este gráfico tem como objetivo apenas apresentar as concentrações observadas nas espécies em comum nas duas áreas urbanas. Conclusões mais aprofundadas não são possíveis, tendo em vista a característica dos dados obtidos.

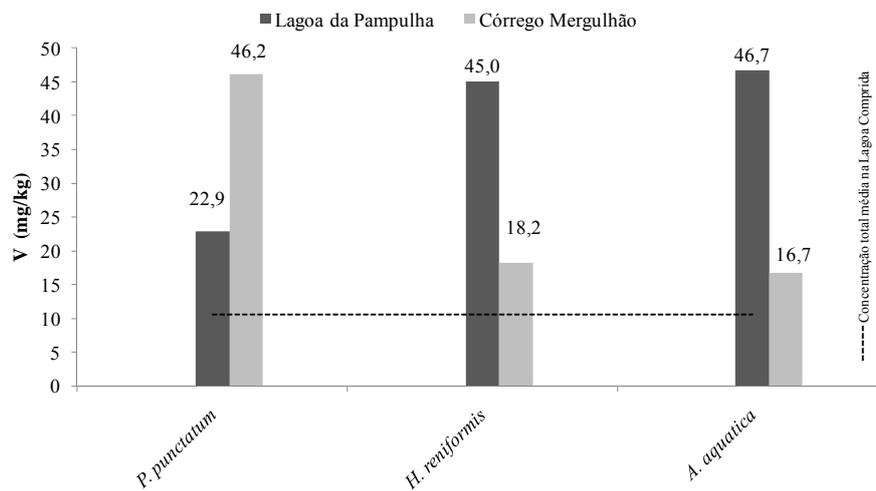


Figura 5.35 - Concentrações totais de V nas espécies encontradas em ambas as áreas urbanas

5.2.6 Concentrações de Zn

Segundo Guilherme *et al.* (2002) apud McBride (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001) os limites de toxicidade para zinco em vegetais variam de 100 a 400 mg/kg de massa seca. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os valores usuais de zinco em vegetais são da ordem de 27 a 150 mg/kg de massa seca. Ainda segundo estes autores, a poluição ambiental influencia fortemente a concentração de zinco em plantas. Este elemento-traço tendem a se acumular em raízes, em vegetais ocorrendo em áreas contaminadas.

Uma grande variação da concentração total de zinco foi encontrada nas espécies estudadas. A maior concentração encontrada foi em *L. leptocarpa* (429,9 mg/kg) na Lagoa da Pampulha, seguida por *H. reniformis* (388,2 mg/kg) no córrego Mergulhão. As concentrações encontradas nas plantas da Lagoa Comprida foram bastante diferentes das encontradas nas duas áreas urbanas.

Nas espécies coletadas na lagoa da Pampulha os resultados em raízes se destacaram acima da média da Lagoa Comprida em todas as amostras analisadas. A mesma situação se repete para caules e folhas, à exceção de caules de *P. punctatum* e folhas de *P. tomentosa*.

Nas espécies coletadas no córrego Mergulhão os resultados em cada órgão vegetal se destacaram acima da média da Lagoa Comprida em todas as amostras de raízes, exceto em *Poaceae* 1 e *Poaceae* 3. Nas amostras de caules apenas *P. lapathifolium* e *Rumex* sp. ficaram abaixo da média da Lagoa Comprida. Já em amostras de folhas, apenas *C. virens*, *P. acuminatum* e *Rumex* sp. ficaram abaixo da média da Lagoa Comprida.

Maiores concentrações de zinco em partes aéreas, se comparadas às raízes, foram encontradas em algumas espécies da Lagoa Comprida, são elas *Polygonum* sp., *Poaceae* 4, *P. hydropiperoides* e *N. indica*.

Na Lagoa da Pampulha todas as amostras de raízes apresentaram concentrações superiores às partes aéreas, porém algumas espécies apresentaram concentrações em folhas superiores às de caule, são elas: *S. montevidensis*, *P. persicaria*, *E. alba*, *A. aquatica*, *Commelina* sp., *M. aquaticum* e *P. punctatum*.

No Córrego Mergulhão, apenas *Poaceae* 1 apresentou concentrações em caules superiores às de raízes. Mas as concentrações de folhas foram superiores às de caules em *A. aquatica*, *P. acuminatum*, *Rumex* sp., *L. elegans*, *Poaceae* 3 e *P. punctatum*.

Outras investigações em campo encontraram plantas de gêneros semelhantes apresentando concentrações de zinco similares às da presente pesquisa.

Del Rio *et al.* (2002) encontrou gêneros semelhantes ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por metais no sul da Espanha. As espécies e concentrações de zinco encontradas foram: *Plantago* sp. 381 mg/kg; *Rumex pulcher* 109 mg/kg; *Cyperus rotundus* 196 mg/kg e *Polygonum aviculare* 113 mg/kg.

Dentre 12 plantas aquáticas investigadas por Deng *et al.* (2004), ocorrendo em áreas contaminadas na China, *Typha latifolia* foi a espécie que apresentou as mais elevadas concentrações de Zn (3.089 mg/kg) em raízes.

Polygonum amphibium foi encontrado por Ali *et al.* (1999) ocorrendo naturalmente no Lago Nainital, Índia. Nesta pesquisa, esta espécie apresentou concentrações de zinco de 34 mg/kg. *Polygonum thunbergi*, investigado por Kim *et al.* (2003) em áreas contaminadas, na Coréia, mostraram concentrações de zinco variando de 736,2 a 2427,3 mg/kg.

E. crassipes e *Eclipta alba* foram encontradas por Dwivedi *et al.* (2008) ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por cinzas de carvão mineral (resíduo de usinas termoelétricas) na Índia. *E. alba* apresentou concentrações de zinco de 48 mg/kg.

Cardamine amara e outras 12 espécies, ocorrendo em áreas contaminadas na Polônia, foram estudadas por Samecka-Cymerman e Kempers (2000). As concentrações médias de zinco em todas as plantas variaram de 0 a 540 mg/kg.

A pesquisa conduzida por Cardwell *et al.* (2006) em 6 áreas urbanas contaminadas na Austrália encontraram 7 gêneros semelhantes, são eles: *Polygonum* sp., *Typha* sp., *Rumex* sp., *Nymphoides* sp., *Ninphaea* sp., *Myriophyllum* sp. e *Cyperus* sp. As macrófitas encontradas por estes pesquisadores apresentaram concentrações de cobre em raízes e folhas similares aos apresentados pela presente pesquisa. A tabela a seguir apresenta estes resultados:

Tabela 5.4 - concentrações de Zn encontradas por Cardwell *et al.* (2006) em gêneros semelhantes

Espécies	Órgão vegetal	Zn (mg/kg biomassa seca)
<i>Cyperus eragrostis</i>	R	582,4
	F	-
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	R	4296,1
	F	1458,0
<i>Nymphaea violacea</i>	R	-
	F	414,6
<i>Nymphoides germinata</i>	R	782,2
	F	1117,0
<i>Polygonum attenuatum</i>	R	184,6
	F	91,9
<i>Polygonum orientale</i>	R	167,9
	F	70,3
<i>Polygonum subsessilis</i>	R	280,8
	F	182,9
<i>Polygonum lapathifolium</i>	R	77,2
	F	52,4
<i>Rumex crispus</i>	R	621,0
	F	123,9
<i>Typha dominguensis</i>	R	1030
	F	21,4
<i>Typha orientalis</i>	R	13,3
	F	20,2

R – Raízes; F – Folhas. Fonte: adaptado de Cardwell *et al.* (2002).

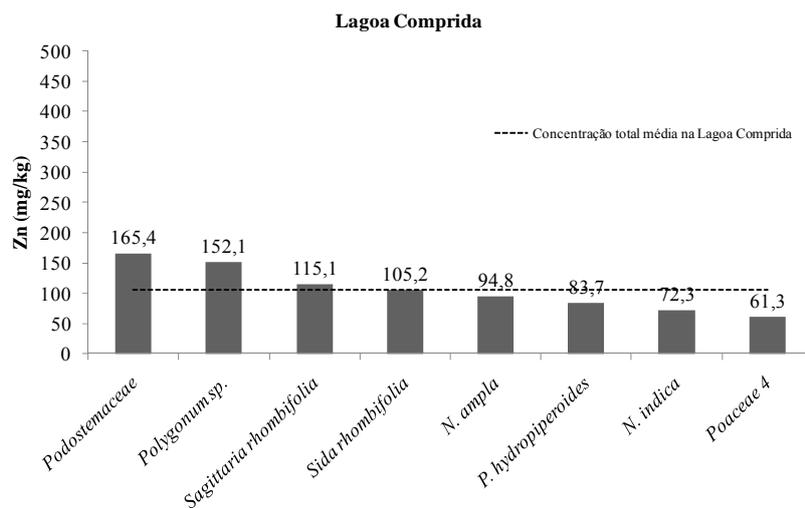


Figura 5.36 - Concentrações totais de Zn encontradas na Lagoa Comprida

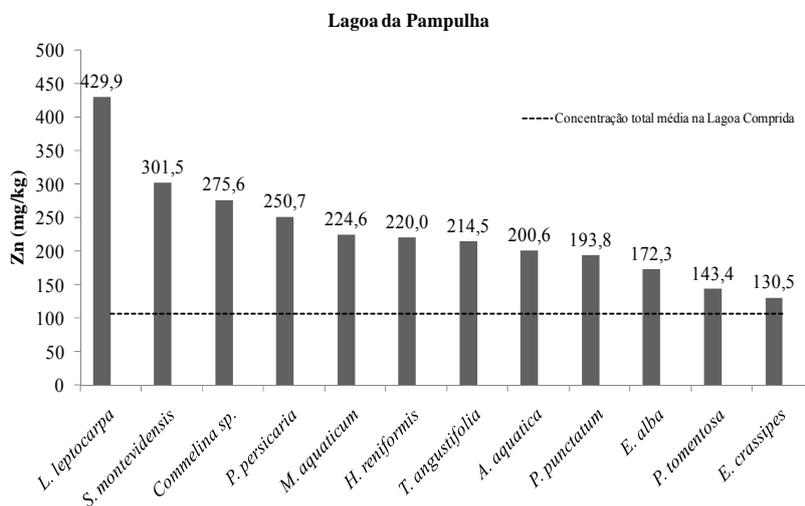


Figura 5.37 - Concentrações totais de Zn encontradas na Lagoa da Pampulha

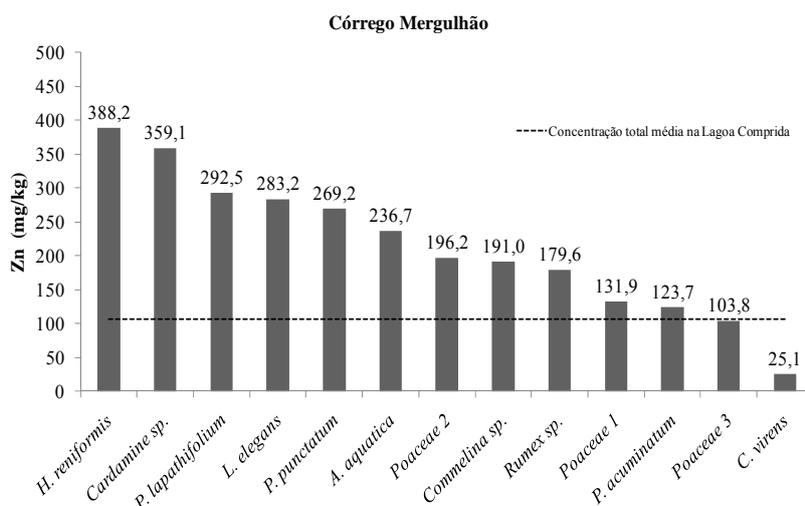


Figura 5.38 - Concentrações totais de Zn encontradas no Córrego Mergulhão

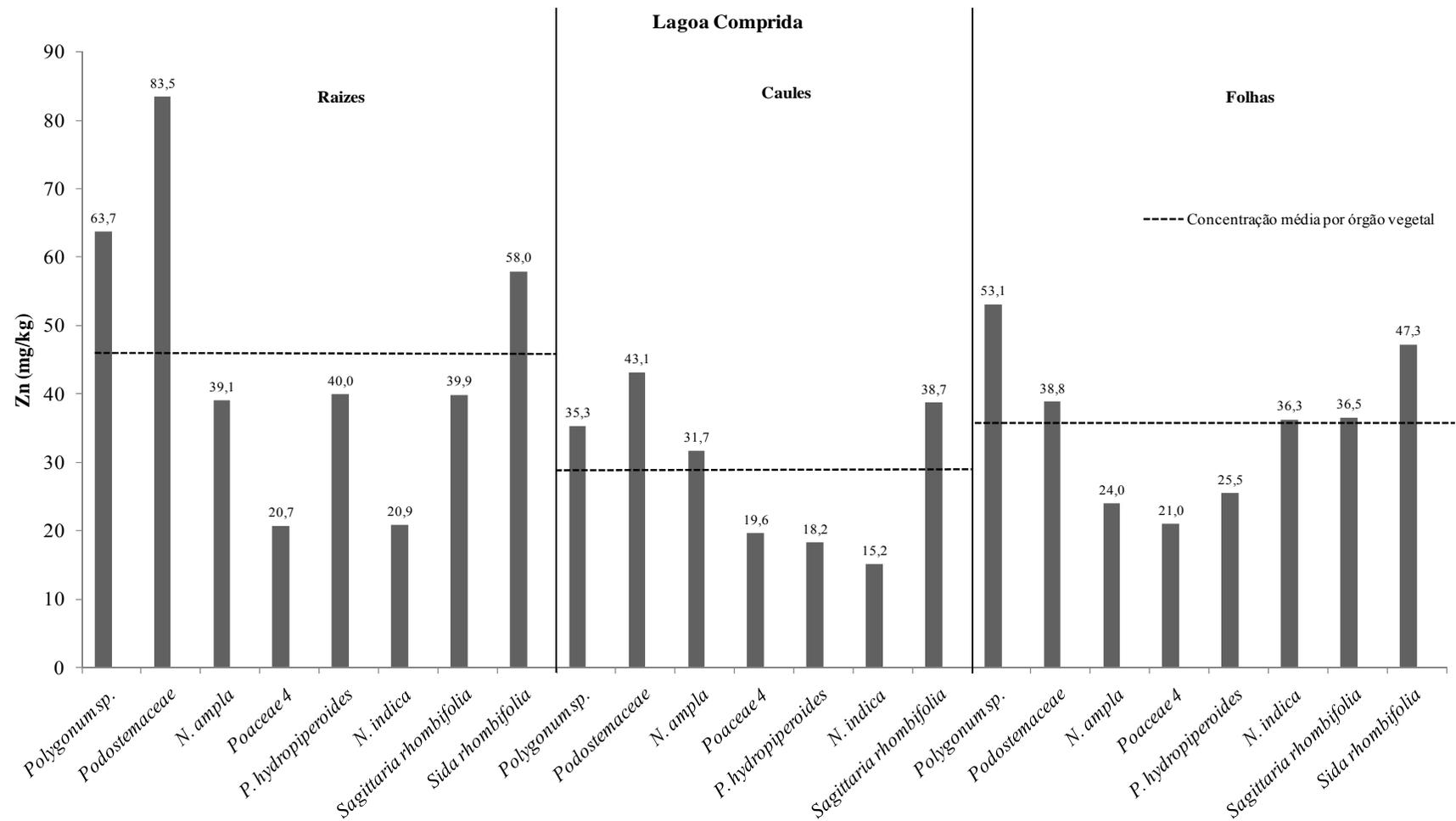


Figura 5.39 - Concentrações de Zn por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa Comprida

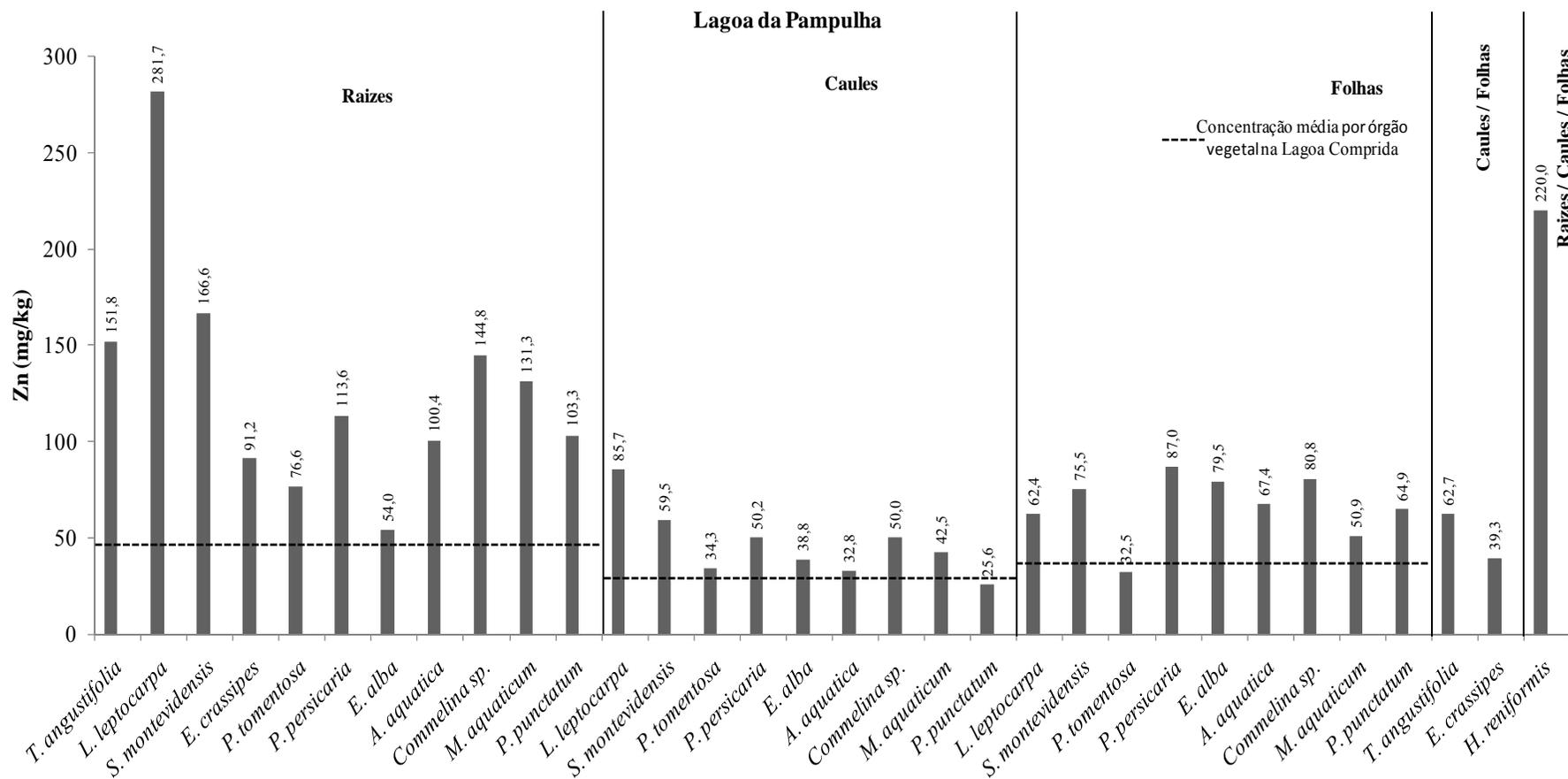


Figura 5.40 - Concentrações de Zn por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas na Lagoa da Pampulha

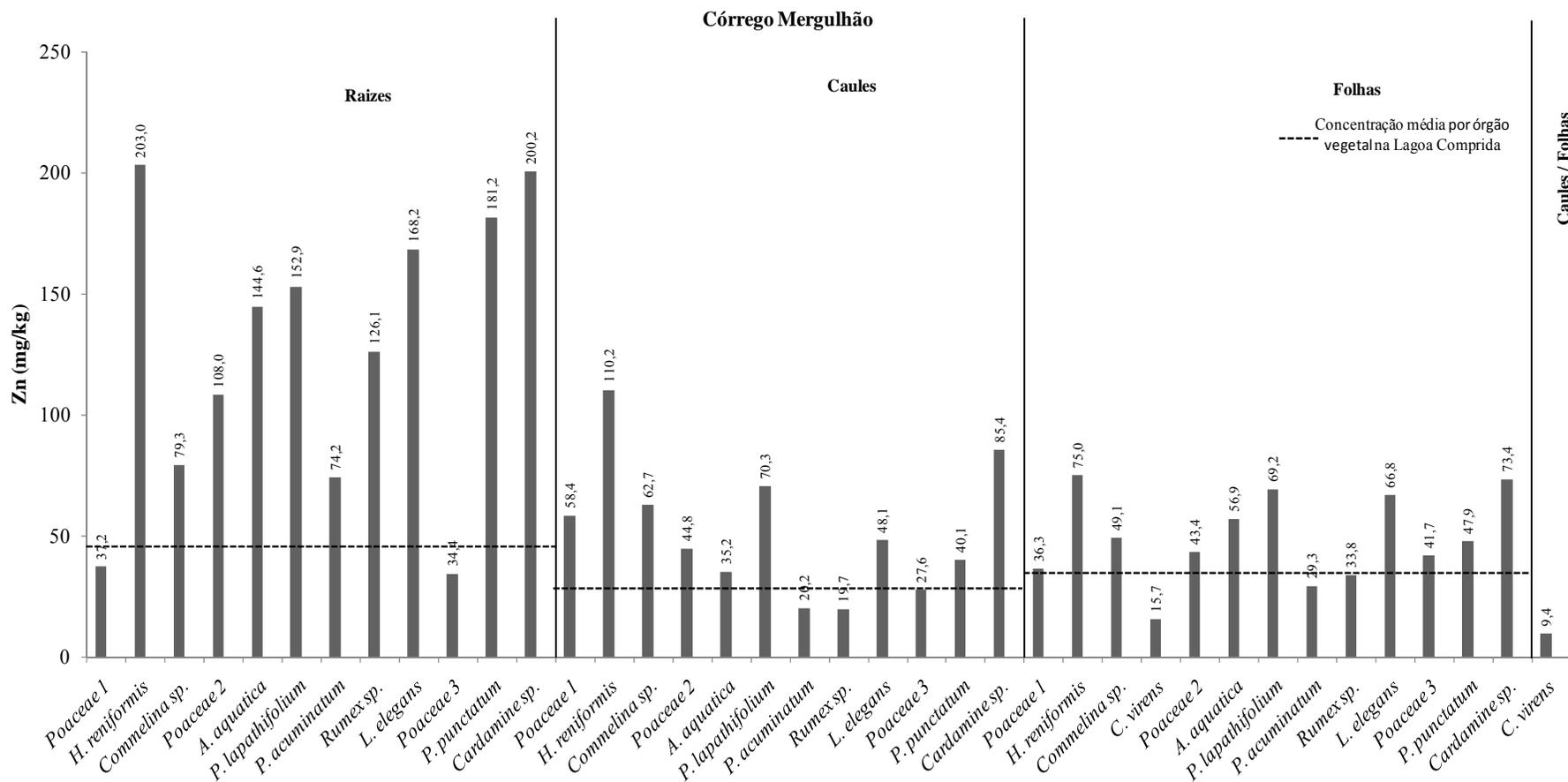


Figura 5.41 - Concentrações de Zn por órgão vegetal (raízes, caules e folhas) encontradas no Córrego Mergulhão

A figura 5.42 compara as concentrações de cobre nas espécies comuns às duas áreas urbanas com a média das concentrações totais na Lagoa Comprida. Este gráfico tem como objetivo apenas apresentar as concentrações observadas nas espécies em comum nas duas áreas urbanas. Conclusões mais aprofundadas não são possíveis, tendo em vista a característica dos dados obtidos.

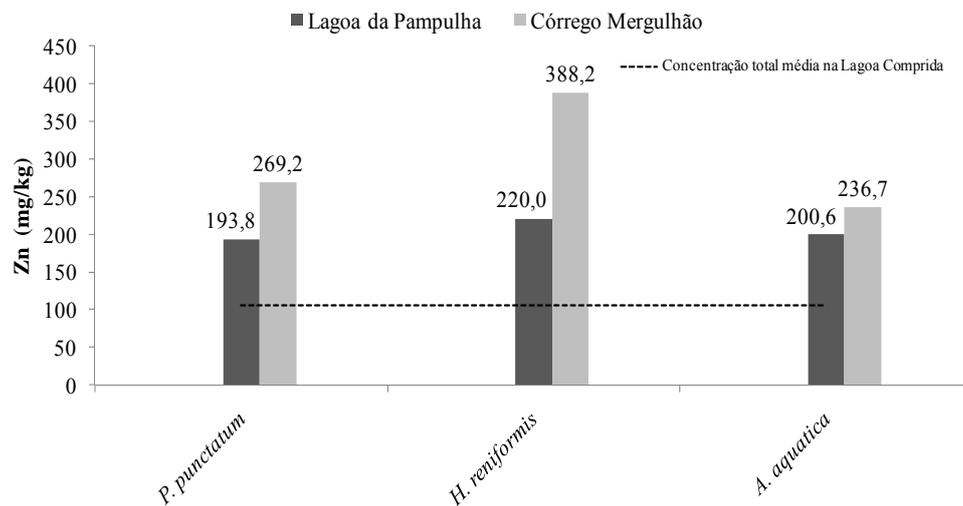


Figura 5.42 - Concentrações totais de Zn nas espécies encontradas em ambas as áreas urbanas

5.3 Plantas em destaque e considerações importantes

Os padrões de acumulação e distribuição de elementos-traço em plantas variam consideravelmente entre os tipos de plantas e as estações de crescimento. Um fenômeno relativamente comum é a acumulação e imobilização de metais-traço em raízes, especialmente quando os estoques na planta são suficientes. Mecanismos de exclusão também controlam o transporte de cátions das raízes para partes aéreas (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Várias macrófitas investigadas se destacam pelas suas capacidades em acumular metais-traço em caules e folhas. Este mecanismo pode ser observado nos gráficos de concentrações em órgãos vegetais. As concentrações em raízes também são muito expressivas, mas as concentrações em partes aéreas merecem atenção especial, uma vez que são estruturas que podem ser colhidas e destinadas, enquanto as raízes ficam aprisionadas no leito filtrante em sistemas de *wetlands* construídos.

O transporte de elementos-traço em plantas depende dos tecidos vasculares e é parcialmente relacionado à intensidade de transpiração. Entre os órgãos da planta, o transporte também depende das características eletroquímicas dos elementos. Em geral, elementos-traço como Ag, B, Li, Mo e Se são facilmente transportados; Mn, Ni, Cd e Zn, são moderadamente móveis; e Co, Cu, Cr, Pb, Hg e Fe são fortemente ligados às raízes (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Segundo Bragato *et al.* (2006), a capacidade em acumular metais-traço em órgãos acima do solo representa o ponto central para a adequabilidade de certas plantas para a fitoextração de metais. Estas concentrações podem variar durante a estação de crescimento como consequência das dinâmicas de crescimento inerentes às plantas, bem como em resposta a variações dos níveis de metais e sua disponibilidade no sedimento e água circundantes.

Os resultados mostram este mecanismo ocorrendo em algumas espécies como *L. leptocarpa*, *L. elegans*, *Commelina* sp., *H. reniformis*, *P. punctatum*, *P. acuminatum*, *P. lapathifolium*, *P. persicaria*, *S. montevidensis*, *P. tomentosa*, *A. aquatica*, *M. aquaticum*, *Cardamine* sp., *Rumex* sp., *T. angustifolia* e *E. crassipes*.

Estas espécies apresentaram elevados valores de concentrações, acima da média das concentrações na Lagoa Comprida, para um ou mais metais-traço analisados em caules e folhas. Este comportamento sugere que estas plantas possuem capacidades para translocação de metais-traço. Dentre as que apresentaram valores mais elevados, os representantes da família Poaceae e dos gêneros *Polygonum*, *Ludwigia*, *Sagittaria*, *Typha* e *Eichhornia* são as plantas mais interessantes para pesquisas em *wetlands* construídos devido à maior produção de biomassa, tipos de sistemas radiculares, formas de reprodução e capacidades para translocação de metais-traço de raízes para partes aéreas.

As outras espécies avaliadas (*Commelina* sp., *P. tomentosa*, *A. aquatica* *M. aquaticum* *Cardamine* sp. e *Rumex* sp.) também são boas candidatas a pesquisas futuras sobre fitorremediação, mas neste caso para a compreensão dos mecanismos de fitorremediação e tolerância a compostos tóxicos, já que não apresentam morfologia adequada para plantio em *wetlands* construídos.

Os dados obtidos não podem ser utilizados para indicar a qualidade ambiental exata nas três áreas, uma vez que não se tem dados de análise de solos e águas para servirem como base de comparação. Uma breve conclusão que se pode extrair é que todos os elementos analisados encontram-se de alguma forma presentes, em concentrações elevadas ou não, naqueles ambientes. Não é possível determiná-las indiretamente, comprovar se existe de fato poluição ambiental ou mostrar que uma área é mais poluída que outra para um determinado contaminante apenas por correlação com as macrófitas. Para isso são necessárias campanhas de monitoramento por maior período incluindo coletas e análise de sedimentos e águas.

Estabelecer uma classificação entre as espécies encontradas em ambas as áreas quanto à capacidade em acumular metais específicos não é possível a partir dos dados obtidos. Isto porque os métodos de investigação não tiveram como objetivo corroborar esta hipótese e mostrar qual seria a espécie com capacidades específicas de remoção para cada metal. Para isso seriam necessários experimentos em condições controladas em que cada espécie seria testada individualmente para capacidades específicas de remoção.

A eficiência de remoção de nutrientes ou metais em sistemas de fitorremediação e *wetlands* construídos está relacionada à capacidade extratora das plantas. A capacidade extratora, ou capacidade de extração, é obtida pelo produto da concentração de nutrientes absorvidos e a produtividade de biomassa da planta (Matos *et al.*, 2010). Desse modo, uma espécie para plantio nestes sistemas deve ser selecionada com base em sua elevada capacidade de absorção de poluentes e sua alta produtividade de biomassa.

5.5 Outras investigações de campo e resultados semelhantes

Vários dos gêneros coletados nesta investigação também foram foco de outras pesquisas. Os mais estudados são *Typha* sp., *Myriophyllum* sp., *Eichhornia* sp. e *Polygonum* sp., que tem sido amplamente testados para a remoção de vários contaminantes com resultados positivos (Best *et al.*, 1997; Williams, 2002; Wang, 2002; Weis e Weis, 2004; Dhir *et al.*, 2009; Hussain *et al.*, 2009; Rai, 2009). A tabela 5.5 reúne os gêneros semelhantes encontrados por outras investigações de campo. Os gêneros encontrados por estas investigações são comparados com os encontrados pela presente pesquisa no item 5.2.

Tabela 5.5 - Outras investigações de campo e gêneros semelhantes

Família	Espécies / Gêneros	Área	Pesquisas semelhantes / Gêneros semelhantes
Asteraceae	<i>Eclipta alba</i>	LP	Dwivedi <i>et al.</i> (2008)
Brassicaceae	<i>Cardamine</i> sp.	CM	Samecka-Cymerman and Kempers (2001)
Cyperaceae	<i>Cyperus virens</i>	CM	Del Río <i>et al.</i> (2002) Deng <i>et al.</i> (2004) Cardwell <i>et al.</i> (2002)
Haloragaceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	LP	Cardwell <i>et al.</i> (2002)
Menyanthaceae	<i>Ninphoides indica</i>	LC	Cardwell <i>et al.</i> (2002)
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea ampla</i>	LC	Cardwell <i>et al.</i> (2002)
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i>	LP	Del Río <i>et al.</i> (2002)
Polygonaceae	<i>Polygonum persicaria</i>	LP	
	<i>Polygonum punctatum</i>	LP	
	<i>Polygonum punctatum</i>	CM	Cardwell <i>et al.</i> (2002)
	<i>Polygonum acuminatum</i>	CM	Kim <i>et al.</i> (2003) Ali <i>et al.</i> (1999)
	<i>Polygonum lapathifolium</i>	CM	Del Río <i>et al.</i> (2002)
	<i>Polygonum hydropiperoides</i>	LC	
	<i>Polygonum</i> sp.	LC	
	<i>Rumex</i> sp.	CM	Del Río <i>et al.</i> (2002) Cardwell <i>et al.</i> (2002)
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	LP	Dwivedi <i>et al.</i> (2008)
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i>	LP	Cardwell <i>et al.</i> (2002) Deng <i>et al.</i> (2004)

Legenda: LP – Lagoa da Pampulha; LC – Lagoa Comprida; CM – Córrego Mergulhão.

6. CONCLUSÕES

- Os resultados obtidos pela presente pesquisa, e pela maioria das pesquisas sobre fitorremediação, indicam que as macrófitas aquáticas possuem diferentes capacidades para acumulação de diferentes poluentes;
- As espécies coletadas nas duas áreas urbanas apresentaram concentrações de elementos-traço superiores às concentrações das espécies coletadas na área natural preservada, a Lagoa Comprida. Estes resultados mostram que os dois ambientes urbanos são afetados por poluição e que os elementos-traço em questão estão presentes nestes ambientes.
- Em geral, foi observada maior acumulação de elementos-traço em amostras de raízes, mas várias espécies mostraram concentrações de alguns elementos-traço em folhas e caules superiores às suas concentrações em raízes. Estes resultados sugerem a ocorrência de mecanismos de translocação destes elementos de raízes para partes aéreas.
- As espécies que mostraram concentrações superiores de elementos-traço em partes aéreas merecem maior atenção e pesquisas futuras sobre suas capacidades de remoção.
- Os gêneros *Cardamine* sp., *Commelina* sp., *Eclipta* sp., *Eichhornia* sp., *Heteranthera* sp., *Ludwigia* sp., *Plantago* sp., *Polygonum* sp., *Sagittaria* sp e *Typha* sp. destacam-se como merecedoras de pesquisas futuras e emprego em *wetlands* construídos.
- Estabelecer uma classificação de potencial ou eficiência de remoção de metais-traço entre as várias espécies vegetais é um desafio que ainda permanece e que necessita de pesquisas mais detalhadas para ser estabelecido.

7. RECOMENDAÇÕES

- A remoção de poluentes em *wetlands* construídos e sistemas de fitorremediação pode ser aperfeiçoada e maximizada pela seleção criteriosa de espécies de macrófitas aquáticas;
- Para se escolher a melhor espécie ou para criar uma comunidade vegetal em sistemas de fitorremediação ou *wetlands* construídos, as espécies apontadas pelas investigações de campo, devem ser testadas individualmente em laboratório e em sistemas em escala piloto;
- Os mecanismos pelos quais os poluentes são removidos por cada espécie vegetal precisam ser claramente elucidados e o projeto dos sistemas deve levar em conta estes mecanismos;
- A capacidade extratora das espécies deve ser estudada para encontrar as plantas mais eficientes para remoção dos variados elementos-traço;
- Investigações em campo devem prever a coleta e análise de vegetais em triplicata, bem como a coleta e análise de água e sedimentos circunvizinhos aos vegetais coletados, em campanhas de amostragem de ampla duração, para permitir testes estatísticos e conhecer as taxas de translocação e coeficientes de bioacumulação.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, M. B.; TRIPATHI, R. D.; RAI, U. N.; PAL, A.; SINGH, S. P. Physico-chemical characteristics and pollution level of lake Nainital (U.P., India): role of macrophytes and phytoplankton in biomonitoring and phytoremediation of toxic metal ions. *Chemosphere*, v. 39, p. 2171-2182, 1999.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Vanadium and compounds. Atlanta: 1992. 130p.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Copper. Atlanta: 2004. 314p.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Nickel. Atlanta: 2005a. 397p.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Zinc. Atlanta: 2005b.352p.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Chromium. Atlanta: 2008. 610p.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Lead. Atlanta: 2007b. 582p.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **CERCLA: priority list of hazardous substances**, 2007a. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>> Acesso em: 05 Jan. 2011.

BEST, E. P.; ZAPPI, M. E.; FREDRICKSON, H. L.; SPRECHER, S. L.; LARSON, S. L.; OCHMAN, M. Screening of aquatic and wetland plant species for phytoremediation of explosives- contaminated groundwater from the Iowa Army Ammunition Plant. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 829, p. 179-194, 1997.

BRAGATO, C.; BRIX, H.; MALAGOLI, M. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus*

(L.) Palla in a constructed wetland of the Venice Lagoon watershed. *Environmental Pollution*. V. 144, p. 967-975, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 23 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: < http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518.pdf >. Acesso em 17 jan. 2011.

BRISSON, J; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*. v. 407, p. 3923-3930, 2009.

CARDWELL, A. J.; HAWKER, D. W.; GREENWAY, M. Metal accumulation from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, v. 48, p. 653-663, 2002.

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H. *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. New York: John Wiley & Sons, 1999. 270 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Decisão de Diretoria Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005.

COOPER, P. Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have to overcome. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

CUBILLOS, J. A.; PAREDES, D.; KUSCHK, P. Comparison of floating plant mat and horizontal flow constructed wetland systems for the treatment of domestic wastewater under tropical conditions. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

DEL RÍO, M.; FONT, R.; ALMEDA, C.; VÉLEZ, D.; MONTORO, R.; BAILÓN, A. D. H. Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadiamar river area after the toxic spill of the Aznalcóllar mine. *Journal of Biotechnology*. v. 98, p. 125-137, 2002.

DENG, H.; YE, Z. H.; WONG, M. H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution*, v. 132, p. 29-40, 2004.

DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P. P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Reviews in Envir. Sci. and Tech.*, v. 39, p. 754-781, 2009.

DN COPAM/CERH 001/08. Conselho Estadual de Política/Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2008.

DWIVEDI, S.; SRIVASTAVA, S.; MISHRA, S.; DIXIT, B.; KUMAR, A.; TRIPATHI, R. D. Screening of native plants and algae growing on fly-ash affected areas near National Thermal Power Corporation , Tanda, Uttar Pradesh, India for accumulation of toxic heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, v. 158, p. 359-365, 2008.

ESTEVEZ, F. de A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FAULWETTER, J. L.; BURR, M. D.; CUNNINGHAM, A. B.; STEWART, F. M.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

FLORA BRASILIENSIS. Disponível em: <http://florabrasiliensis.cria.org.br/index>. Acesso em: 15 de outubro de 2010.

GOOGLE EARTH. (a) Localização da Lagoa da Pampulha/MG (b) Localização do Córrego Mergulhão/MG (c) Localização da Lagoa Comprida/MG. 2009. Disponível em: <http://earth.google.com> Acesso em: 10 de outubro 2009.

GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering*, v. 12, p.39-55, 1999.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L. Elementos-traço em solos, sedimentos e águas. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5, 2002, Belo Horizonte. *Anais do V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*. Belo Horizonte: SOBRADE, 2002.

HUSSAIN, S.; SIDDIQUE, T.; ARSHAD, M.; SALEEM, M. Bioremediation and phytoremediation of pesticides: recent advances. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 39, p. 843-907, 2009.

IARC, International Agency for Research on Cancer. **Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–100**, 2010. Disponível em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>. Acesso em 05 Jan. 2011.

ITRC, Interstate Technology & Regulatory Council. *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document*. 2001. 123p.

ITRC, Interstate Technology & Regulatory Council. *Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands*. 2003. 128 p.

KABATA-PENDIAS, A; PENDIAS, H. *Trace Elements in soils and plants*. 3. Ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton: CRC Press LLC, 1996. 881p.

KIM, I. S.; KANG, K. H.; JOHNSON-GREEN, P.; LEE, E. J. Investigation of metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. *Environmental Pollution*, v. 126, p. 235-243, 2003.

KNOWLES, P. R.; DOTROB, G.; NIVALA, J.; GARCÍAF, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: occurrence, contributing factors, and management strategies.

In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

LADISLAS, S.; GERENTE, C.; CHAZARENC, F.; ANDRES, Y.; BRISSON, J. Performances of floating treatment wetlands to remove cadmium, nickel and zinc from urban stormwater runoff. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

LORENZI, H. *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas*. 3. ed. Nova Odessa: Plantarum, 624p.

MANGABEIRA, P. A.; MIELKE, M. S.; ARANTES, I.; DUTRUCH, L.; SILVA, D. da C.; BARBIER, F.; ALMEIDA, A. A. F.; OLIVEIRA, A. H.; SEVERO, M. I. G.; LABEJOF, L.; ROCHA, D. C.; ROSA, T. S.; SANTANA, K. B.; GAVRILOV, K. L.; GALLE, P.; LEVI-SETTI, R.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F. Bioaccumulation of chromium in aquatic macrophyte *Borreria scabiosoides* Cham.&Schltdl. *Applied surface science*, v. 252, p. 6816-6819, 2006.

MARMIROLI, N.; MAESTRI, E. Health implications of trace elements in the environment and the food chain. In: PRASAD, M. N. V. (Ed.) *Trace elements as contaminants and nutrients*. New Jersey: John Wiley & Sons, 2008. p. 23-54.

MATOS, A.; ABRAHÃO, S.; MONACO, P.; SARMENTO, A.; MATOS, M. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 1311-1317, 2010.

MATTES, A.; EVANS, L.; GLASAUER, S. Biologically based treatment system for removal of high concentrations of heavy metal and arsenic contaminants from landfill leachate – A look at a system after 10 years of full time operation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER

POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010a.

MATTES, A.; HIGGINS, J.; SENCZA, W. Biological removal of low concentration dissolved metals in an engineered wetland system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010b.

PAULO, C.; PRATAS, J. Environment contamination control of water drainage from uranium mines by aquatic plants. In: PRASAD, M. N. V. (Ed.) *Trace elements as contaminants and nutrients*. New Jersey: John Wiley & Sons, 2008. p. 623-654.

POTT, V.J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília, Embrapa, 404 p.

RAI, P. K. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. v. 39, p. 697-753, 2009.

READ, J.; WEVILL, T.; FLETCHER, T.; DELETIC, A. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, p. 42, p. 893-902, 2008.

SAMECKA-CYMERMAN, A.; KEMPERS, A. J. Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: the case of a stream polluted with power plant sewages in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, v. 62, p. 57-67, 2000.

SHEORAN, A. S.; SHEORAN, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, v. 19, p. 105-116, 2006.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, v. 18, p. 647-658, 2002.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewater*. Cincinnati: 1999. 165p.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Introduction to Phytoremediation*. Cincinnati: 2000. 72 p.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos. vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. v. 25, p. 478-490, 2005.

WALLACE, S. Application of constructed wetlands for industrial wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. *Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control*. Venice: IWA, 2010.

WANG, Q.; CUI, Y.; DONG, Y. Phytoremediation of polluted waters potentials and prospects of wetland plants. *Acta Biotechnologica*, v. 22, p. 199-208, 2002.

WEIS, J. S.; WEIS, P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environmental International*, v. 30, p. 685-700, 2004.

WILLIAMS, J. B. Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential. *Critical Reviews in Plant Sciences*, v. 21, p. 607-635, 2002.

YANG, X.; FENG, Y.; HE, Z.; STOFFELLA, P. J. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 18, p. 339-353, 2005.

ZHANG, X.; LIU, P.; YANG, Y.; CHEN, W. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, p. 902-909, 2007.