

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

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DA ESPÉCIE
VETIVERIA ZIZANIOIDES NA
FITORREMEDIÇÃO DE METAIS-TRAÇO
PRESENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS

Edilene Aparecida Peixoto e Almeida

Belo Horizonte

2011

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DA ESPÉCIE
VETIVERIA ZIZANIOIDES NA
FITORREMEDIAÇÃO DE METAIS-TRAÇO
PRESENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS**

Edilene Aparecida Peixoto e Almeida

Edilene Aparecida Peixoto e Almeida

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DA ESPÉCIE
VETIVERIA ZIZANIOIDES NA
FITORREMEDIAÇÃO DE METAIS-TRAÇO
PRESENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS**

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: Gustavo Ferreira Simões

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2011

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

“Ninguém pode voltar atrás e fazer um novo começo,
mas qualquer um pode recomeçar e fazer um novo fim.”

Chico Xavier

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Gustavo Simões, profissional admirável, não só pela experiência e conhecimento, mas em especial pelas manifestações de sincera amizade, respeito, apoio e confiança.

Ao DESA pela oportunidade de realização pessoal e profissional.

Ao meu grande amor, meu marido Eduardo, sempre dedicado e companheiro, pelo apoio incondicional, incentivo e, palavras valiosas e carinhosas nos momentos de dificuldades.

À Deflor Bioengenharia, pelo apoio à pesquisa.

Ao CNPq, pela disponibilização da bolsa de estudo.

À minha amiga Daniela Machado, sempre sincera e carinhosa, pelas orações e apoio no meu recomeço e, pela grande amizade.

Ao Eduardo de Castro e Celso Loureiro, pelos agradáveis momentos que passamos juntos, em Sete Lagoas.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pelos ensinamentos e experiências compartilhados. Em especial às professoras Silvia Corrêa e Mônica Leão, sempre tão gentis e prestativas, pela solidariedade.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Recursos Minerais, Água e Biodiversidade – INCT-ACQUA/CNPq/Fapemig, pelo suporte na realização das análises químicas, nas pessoas de Izabella Costa Martins e Guilherme Dias Reis.

Aos funcionários do DESA, em especial à Iara, Lucilaine, Norma e Olívia, por tantos favores e gentilezas dispensadas.

A todas as pessoas que, de alguma forma, participaram e contribuíram para elaboração deste trabalho.

RESUMO

A fitorremediação é uma tecnologia emergente, podendo ser considerada uma alternativa inovadora e de baixo custo comparada a outras tecnologias de remediação. Nos ambientes aquáticos, pode ser considerada um polimento da matriz contaminada, apresentando eficiente potencial na redução dos contaminantes presentes na água. A utilização de plantas como mecanismos para degradar, extrair ou imobilizar contaminantes é uma estratégia economicamente viável e muito eficaz.

Nesta pesquisa foi avaliado o potencial da espécie *Vetiveria zizanioides* na fitorremediação dos metais-traço, tais como cádmio, chumbo, cromo, níquel e zinco, presentes na água. A planta foi submetida às concentrações destes elementos em solução e, avaliou-se a tolerância da planta, bem como seu potencial de sorção, em duas etapas de concentrações ou campanhas. Na primeira campanha do ensaio experimental, a planta foi submetida às concentrações dos metais-traço aproximados aos valores máximos permitidos para lançamento de efluentes, definidos pela Resolução CONAMA nº357 de 2005. Na segunda campanha do ensaio experimental, as concentrações administradas foram dez vezes a concentração inicial referentes aos elementos Cr, Ni e Zn, vinte vezes a do Pb e trinta vezes a concentração inicial administrada do elemento Cd. O critério adotado para obter as concentrações referentes à segunda campanha foi apenas por uma questão prática, para facilitar as dosagens na proveta em campo. Para o desenvolvimento da metodologia, o capim Vetiver foi cultivado empregando-se a técnica hidropônica, no qual as raízes ficaram submersas em água contaminada com os elementos-traço de interesse da pesquisa.

A espécie *Vetiveria zizanioides* apresentou tolerância à contaminação e eficaz potencial na remoção dos metais-traço presentes na água. Os resultados indicam o potencial da espécie como uma promissora candidata para usos em programas de fitorremediação dos ambientes aquáticos.

ABSTRACT

Phytoremediation is an emerging technology that can be considered an innovative and low cost alternative compared to other remediation technologies. In aquatic environments, it can be considered a polishing of the infected matrix, showing efficient potential for reducing the contaminants present in the water. The use of plants as a mechanism to degrade, extract or immobilize contaminants is an economically viable and very effective strategy.

In this study we evaluated the potential of the species *Vetiveria zizanioides* in phytoremediation of trace metals such as cadmium, lead, chromium, nickel and zinc present in the water. The plants were subjected to concentrations of these elements in solution and their tolerance, as well as their potential for sorption, was evaluated in two steps of concentrations or campaigns. In the first campaign of the experimental trials, the plants were subjected to concentrations of trace metals approximate to the maximum allowed for effluent discharge, defined by CONAMA Resolution No. 357 from 2005. In the second campaign of the experimental trial, the administered concentrations were ten times the initial concentration referring to the elements Cr, Ni and Zn, twenty times that of Pb and thirty times the initial administered concentration of the element Cd. The criterion used for obtaining the concentrations regarding the second campaign was only a practical matter, to facilitate the measurements in the test tube in the field. For the development of the methodology, Vetiver grass was grown using the hydroponic technique, in which the roots were submerged in water contaminated with the trace elements relevant to our project.

The species *Vetiveria zizanioides* showed tolerance to contamination and an effective potential in the removal of the trace metals present in the water. The results indicate the potential of the species as a promising candidate for use in phytoremediation programs in aquatic environments.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS.....	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	IX
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 ÁGUA COMO SUBSTRATO	4
3.1.1 <i>Qualidade da água e padrões de lançamento</i>	5
3.2 TOXICIDADE DOS ELEMENTOS-TRAÇO.....	6
3.2.1 <i>Cromo e zinco</i>	8
3.2.2 <i>Cádmio, chumbo e níquel</i>	9
3.3 FITORREMEDIAÇÃO.....	10
3.3.1 <i>Conceitos e mecanismos</i>	12
3.3.1.1 Fitoextração	13
3.3.1.2 Fitotransformação ou fitodegradação	15
3.3.1.3 Fitovolatilização	16
3.3.1.4 Fitoestimulação.....	17
3.3.1.5 Fitoestabilização	17
3.4 MACRÓFITAS AQUÁTICAS	19
3.5 POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES NO USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO.....	21
3.6 VETIVERIA ZIZANIOIDES COMO AGENTE FITORREMEIADOR	26
3.6.1 <i>Características marcantes do Vetiveria zizanioides</i>	27
3.6.1.1 Características morfológicas.....	27
3.6.1.2 Características fisiológicas	28
3.6.1.3 Características agronômicas	28
3.6.1.4 Características ecológicas.....	29
3.6.2 <i>Potencial do Vetiveria zizanioides na fitorremediação do solo</i>	29
4 MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 COLETA, SELEÇÃO E TRANSPLANTE DA GRAMÍNEA	31
4.2 IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	32
4.3 ENSAIOS COM A SOLUÇÃO CONTAMINANTE	32
4.4 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA GRAMÍNEA	33
4.5 COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS DE ÁGUA	33
4.6 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA GRAMÍNEA NA SORÇÃO DOS CONTAMINANTES	35
4.7 ANÁLISE QUÍMICA DA GRAMÍNEA	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1 POTENCIAL DA GRAMÍNEA NA PRIMEIRA CAMPANHA DO ENSAIO EXPERIMENTAL.....	37
5.1.1 <i>Sorção dos contaminantes</i>	39
5.2 POTENCIAL DA GRAMÍNEA NA SEGUNDA CAMPANHA DO ENSAIO EXPERIMENTAL.....	45
5.2.1 <i>Sorção dos contaminantes</i>	47
5.3 TEOR DE UMIDADE DA GRAMÍNEA.....	53
5.4 ANÁLISE QUÍMICA DA GRAMÍNEA	54
5.4.1 <i>Concentrações de Cd, Ni e Pb</i>	54
5.4.2 <i>Concentrações de Cr e Zn</i>	56
5.5 BALANÇO DE MASSA.....	58
6 CONCLUSÕES.....	61
7 RECOMENDAÇÕES	62

REFERÊNCIAS	63
ANEXOS	68

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1: Esquema de fitoextração	13
FIGURA 3.2: Esquema de fitodegradação.....	15
FIGURA 3.3: Esquema de fitovolatilização	16
FIGURA 3.4: Esquema de fitoestimulação	17
FIGURA 3.5: Esquema de fitoestabilização.....	18
FIGURA 3.6: Esquema dos grupos de macrófitas aquáticas	20
FIGURA 3.7: (A) Touceira do capim Vetiver e (B) muda do vetiver	28
FIGURA 4.1: (A) capim Vetiver e (B) capim Vetiver no flutuador	31
FIGURA 4.2: (A) Desenho esquemático do experimento e (B) experimento implantado	32
FIGURA 4.3: (A) Plantas na estufa após 72 horas à 65°C, (B) Moinho Thomas-Wiley e (C) amostra triturada no moinho	35
FIGURA 4.4: (A) quarteamento, o cone truncado foi dividido em partes iguais até reduzir a amostra ao peso desejado (B) balança analítica e (c) digestão ácida das amostras em chapa aquecedora na capela de exaustão	36
FIGURA 5.1: Rotina de monitoramento realizada <i>in loco</i>	37
FIGURA 5.2: Crescimento foliar do Vetiver (A) condição inicial e (B) após 10 dias	38
FIGURA 5.3: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cádmio.....	40
FIGURA 5.4: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cromo	41
FIGURA 5.5: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento níquel	42
FIGURA 5.6: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento chumbo	43
FIGURA 5.7: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento zinco	44
FIGURA 5.8: Rotina de monitoramento realizada <i>in loco</i>	46
FIGURA 5.9: Crescimento foliar do Vetiver (A) condição inicial e (B) após 28 dias	46
FIGURA 5.10: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cádmio.....	48
FIGURA 5.11: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cromo	49
FIGURA 5.12: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento níquel	50
FIGURA 5.13: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento chumbo	51
FIGURA 5.14: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento zinco	52
FIGURA 5.15: Massa de Cd detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver	54
FIGURA 5.16: Massa de Ni detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver	55
FIGURA 5.17: Massa de Pb detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver	55
FIGURA 5.18: Massa de Cr detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver	56
FIGURA 5.19: Massa de Zn detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver.....	57

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1- Valores máximos para o lançamento de efluentes.....	6
TABELA 5.1: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cd em cada tanque experimental	40
TABELA 5.2: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cr em cada tanque experimental	41
TABELA 5.3: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Ni em cada tanque experimental	42
TABELA 5.4: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Pb em cada tanque experimental	43
TABELA 5.5: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Zn em cada tanque experimental	44
TABELA 5.6: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cd em cada tanque experimental	48
TABELA 5.7: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cr em cada tanque experimental	49
TABELA 5.8: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Ni em cada tanque experimental	50
TABELA 5.9: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Pb em cada tanque experimental	51
TABELA 5.10: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Zn em cada tanque experimental	52
TABELA 5.11: Teor de umidade na gramínea de Vetiver.....	53
TABELA 5.12: Massa de metais-traço armazenada nas estruturas vegetais do Vetiver.....	58
TABELA 5.13: Balanço de massa do experimento	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

Ag	Prata
Al	Alumínio
As	Arsênio
Atm	Atmosfera
B	Boro
Cd	Cádmio
Co	Cobalto
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Conc.	Concentração
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
DN	Deliberação normativa
Fe	Ferro
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
Hg	Mercúrio
HNO ₃	Ácido nítrico
IBP	Programa Internacional de Biologia
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
N	Nitrogênio
Ni	Níquel
P	Fósforo
Pb	Chumbo
Potencial Redox	Potencial oxi-redução
Sn	Estanho
TDS	Sólidos totais dissolvidos
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
Zn	Zinco
ZnS	Sulfeto de zinco

1 INTRODUÇÃO

Os impactos causados pelo lançamento de cargas poluidoras e os cenários de intervenção são alvos de interesse dos programas de fitorremediação. Devido à grande complexidade química dos ambientes a serem remediados, torna-se imprescindível uma criteriosa seleção das espécies com potencial para fitorremediação.

Cada espécie vegetal apresenta diferenças fisiológicas e morfológicas que as tornam especial no ambiente a ser remediado. No entanto, estas diferenças também são fatores limitantes, dependendo dos elementos e das suas concentrações.

Existem várias pesquisas que abordam a fitorremediação enquanto medida de controle ambiental e várias linhas de pensamento, sobre espécies vegetais com potencial para programas desta natureza, incluindo pesquisas recentes sobre a espécie *Vetiveria zizanioides* na fitorremediação dos solos. As pesquisas apontam para a mesma direção quanto às diferenças de bioacumulação, tolerância e produção de biomassa, para as espécies selecionadas. Isto demonstra as diferenças fisiológicas, entre as espécies vegetais, para captura e imobilização dos contaminantes e, diferenças morfológicas, para abrangência da área contaminada, por meio do sistema radicular, bem como, formas e intensidade de reprodução. Estas colocações deixam em evidência a necessidade de observar os mecanismos citados no momento de empregar a tecnologia, ressaltando também que, a seleção das espécies ainda é um desafio.

O presente trabalho pretende contribuir, sendo apresentados dados que evidenciam a inserção da espécie *Vetiveria zizanioides* como promissora candidata em programas de fitorremediação dos ambientes aquáticos.

A gramínea *Vetiveria zizanioides* é uma planta de origem asiática, sendo considerada perene, herbácea, de alta produção de biomassa. A espécie apresenta-se com talos eretos, folhas compridas e relativamente rígidas. A característica preponderante da gramínea está no seu crescimento radicular, denso e maciço, com elevada taxa de crescimento, capaz de atingir mais de 3,0 metros de profundidade em 12 meses, nos solos de boa qualidade. Esta gramínea é tolerante à seca e geada, acidez, alcalinidade, variações de pH entre 3,3 e 9,5. A gramínea apresenta também tolerância à salinidade, inundações, bem como, metais-traço e agroquímicos (Truong *et al*, 2008; Danh *et al.*, 2009). As características fisiológicas e

morfológicas evidenciadas a tornam adequadas para utilização em fitorremediação, devido sua elevada tolerância e adaptabilidade a condições adversas.

No presente trabalho, foi avaliado o potencial do capim vetiver na fitorremediação dos elementos-traço, tais como Cd, Cr, Ni, Pb e Zn, em solução. Foi avaliado o potencial de sorção destes elementos e a tolerância da planta perante a contaminação. Sabe-se que alguns metais-traço são considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros são considerados tóxicos. No entanto, mesmos os elementos-traço essenciais ao desenvolvimento dos seres vivos, sob condições específicas, podem causar impactos negativos aos ecossistemas aquáticos, sendo considerados, nestas condições, poluentes ambientais.

Inicialmente é apresentada no trabalho uma revisão bibliográfica planejada para sistematização das informações. Inicia-se com uma introdução sobre a qualidade da água e os padrões de lançamento dos efluentes. Em seguida, aborda-se a toxicidade dos elementos-traço e a tecnologia de fitorremediação. Posteriormente, abordam-se os aspectos das potencialidades e limitações no uso de macrófitas aquáticas e, finalmente, é conduzido o tema *Vetiveria zizanioides*.

O capítulo 4 apresenta toda a metodologia adotada para implantação do experimento, com figuras que ilustram os procedimentos empregados. Para o desenvolvimento da metodologia, o capim Vetiver foi cultivado em hidroponia, no qual as raízes ficaram submersas em água contaminada com os elementos-traço de interesse da pesquisa.

O capítulo 5 vem elucidar os resultados da pesquisa, no qual a planta foi submetida às concentrações dos contaminantes em duas etapas de concentrações ou campanhas. Nesta parte do trabalho, foram apresentados os resultados de sorção, nas duas campanhas de concentrações e, posteriormente, o teor de umidade na gramínea, bem como sua composição química e balanço de massa.

O capítulo 6 descreve as conclusões e o capítulo 7, lista algumas sugestões para continuidade do trabalho, uma vez que existe carência de pesquisas nesta área. A relação das referências bibliográficas e os anexos encontram-se no último capítulo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial da espécie *Vetiveria zizanioides*, capim Vetiver, na fitorremediação dos ambientes aquáticos.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência do capim Vetiver na remoção dos elementos-traço Cd, Cr, Ni, Pb e Zn presentes na água;
- Avaliar a tolerância individual da gramínea mediante administração das concentrações dos diferentes elementos;
- Avaliar a tolerância do capim Vetiver na condição de cultivo sem solo;
- Analisar as concentrações dos contaminantes presentes nas raízes e parte aérea da gramínea no final do experimento;
- Avaliar o potencial de translocação do contaminante para a parte aérea da planta.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Água como substrato*

Todos os processos básicos na vida de quaisquer organismos dependem da água. A água é o solvente natural que transporta gases, elementos e substâncias, compostos orgânicos e alguns inorgânicos dissolvidos que são a base da vida das plantas e animais. A água absolutamente pura não existe na natureza e, para consumo humano, é necessário que ela seja livre de contaminantes orgânicos e inorgânicos e de bactérias patogênicas.

Segundo Benetti e Bidone (2009) existem, basicamente, dois grupos de elementos químicos na água. O primeiro, chamado conservativo, apresenta conservação estável ao longo do tempo. Nesse grupo incluem-se o cloro e o sódio, que apresentam grande importância ecológica por sua influência sobre a pressão osmótica e o equilíbrio iônico, resultando na classificação de organismos aquáticos em função da tolerância a diferentes salinidades. Um segundo grupo de elementos, não conservativos, apresenta concentração variável no tempo; estão aí incluídos o nitrogênio e o fósforo, nutrientes essenciais ao metabolismo e limitantes do desenvolvimento dos organismos aquáticos. Já a matéria orgânica presente na água incrementa o metabolismo no meio aquático com reflexo em suas propriedades físicas e bioquímicas. E ainda, existem muitos outros elementos que, mesmo a baixas concentrações, apresentam influência nos organismos presentes no meio aquático.

As impurezas acumuladas na água, durante seu percurso pelo ciclo hidrológico e, decorrentes de atividades humanas, compreendem matéria mineral e orgânica em três formas, de acordo com o tamanho das partículas que a água contém, progressivamente das maiores para as mais finas: suspensão, estado coloidal e solução. Diferentes processos de tratamento podem ser necessários para a sua remoção ou redução a limites aceitáveis pelos padrões de potabilidade (Richter, 2009).

Quando uma massa de poluentes é introduzida no ambiente aquático, uma série de processos agirão para diminuir a sua concentração: dispersão, difusão, transformações químicas e microbiológicas. As substâncias podem ser transferidas: (a) para atmosfera, na volatilização, (b) para sedimentos, via solução e subsequente deposição da partícula e (c) para microbiota, via acumulação de produtos químicos no tecido dos organismos. Dessa forma, nem sempre

um poluente lançado na água é nela detectado, podendo vir a acumular-se nos sedimentos e material biológico (Benetti e Bidone 2009).

Ainda segundo Benetti e Bidone (2009) caso a qualidade da água não apresente as condições específicas, medidas de controle da poluição devem ser adotadas. O enfoque dado na legislação brasileira de controle da qualidade da água baseia-se em usos da água e correspondente limite aceitável de poluição. Como esses limites foram estabelecidos normalmente em países de condições ambientais diferentes do nosso, podem ocorrer avaliações equivocadas, em certos casos. Por exemplo, em relação à preservação da vida aquática, poderão existir, em determinado local, espécies adaptadas a um meio natural, no qual a concentração de um elemento não lhe é tóxica, mas pode ser tóxica a organismos presentes em mananciais de outras regiões, onde os padrões foram estabelecidos.

3.1.1 Qualidade da água e padrões de lançamento

Von Sperling (2005) comenta que a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Os diversos componentes presentes na água, e que alteram o seu grau de pureza, podem ser retratados, de uma maneira ampla e simplificada, em termos das suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade da água (Von Sperling, 2007).

Nos estudos de qualidade da água, frequentemente busca-se avaliar se as medidas de controle ou os cenários avaliados estão de acordo com a legislação ambiental vigente. No Brasil, a Resolução CONAMA n° 20 de 1986, revogada pela Resolução CONAMA n°357 de 2005, tem o objetivo de assegurar os usos preponderantes previstos dos corpos d'água e nortear o controle nos lançamentos dos efluentes líquidos. Ambos os padrões estão de certa forma relacionados. Para Von Sperling (2005) o real objetivo de ambos é a preservação da qualidade dos ambientes aquáticos. Os padrões de lançamento existem por uma questão prática, pois é difícil manter o efetivo controle das fontes poluidoras com base apenas na qualidade da água do corpo receptor. Nesta realidade, o atendimento aos padrões de lançamento deve garantir simultaneamente o atendimento aos padrões do corpo receptor.

O presente trabalho baseou-se nos valores máximos de concentrações dos elementos-traço para os padrões dispostos na Resolução CONAMA n°357 de 2005. A tabela 3.1 apresenta os valores máximos para o lançamento de efluentes dos elementos-traço de interesse para a pesquisa. A íntegra da resolução deve ser consultada no site do Ministério do Meio Ambiente.

TABELA 3.1- Valores máximos para o lançamento de efluentes

Padrões para lançamento de efluentes	
Parâmetros	Valor Máximo
Cádmio	0,2 mg/L
Chumbo	0,5 mg/L
Cromo	0,5 mg/L
Níquel	2,0 mg/L
Zinco	5,0 mg/L

Fonte: Resolução CONAMA n°357 de 2005.

3.2 Toxicidade dos elementos-traço

Elementos-traço são os elementos químicos que ocorrem na natureza, de um modo geral, em pequenas concentrações. Outras denominações para este grupo de elementos são frequentemente encontradas na literatura. No entanto, a denominação recomendada é elementos-traço ou metais-traço devido à sua ocorrência em baixas concentrações. O termo “metal pesado” não é mais recomendado, visto que os elementos adotados como tal, como por exemplo, o arsênio, é considerado um metalóide, em seu estado e aparência a 25°C a 1 atm.

A definição de elementos-traço mais aceita descreve-os como elementos que ocorrem nos organismos em concentrações muito baixas, menores que 0,01%. Englobam os elementos essenciais com relevância fisiológica (micronutrientes), elementos que podem ser tóxicos em elevadas concentrações e os elementos que são tóxicos mesmo que, em pequenas concentrações (Marmiroli e Maestri, 2008).

Alguns elementos-traço são considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros são considerados tóxicos. No entanto, mesmos os elementos-traço essenciais ao desenvolvimento dos seres vivos, sob condições específicas, podem causar impactos negativos aos ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo considerados nestas condições poluentes ambientais.

Braga *et al.* (2002) comentam que, todos os metais-traço podem ser solubilizados pela água, podendo gerar danos à saúde em função da quantidade ingerida, devido à sua toxicidade, ou de seus potenciais carcinogênicos, mutagênicos ou teratogênicos. Um organismo aquático pode apresentar dois tipos básicos de comportamento em relação aos metais-traço: ou é sensível à ação tóxica ou não o é, mas o bioacumula, potencializando o seu efeito nocivo ao longo da cadeia alimentar.

Alguns elementos-traço como: Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo e B são essenciais aos seres vivos, ainda que em pequenas concentrações e têm importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam de um grande número de processos fisiológicos, como: fotossíntese (Mg participa na formação da clorofila), cadeia respiratória (Fe e Cu fazem parte de citocromos e Fe faz parte da ferredoxina), fixação do nitrogênio (Mo faz parte da nitrogenase). Outros elementos-traço, como: Hg, Pb, Cd, Ag, Ni, e Sn, entretanto, não têm função biológica conhecida e são geralmente tóxicos a uma grande variedade de organismos. Mesmo aqueles elementos com função biológica definida, podem, quando em grandes concentrações, apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais (Esteves, 1998).

Ainda segundo Esteves (1998) a toxicidade dos elementos-traço reside principalmente na sua capacidade de interferir em processos enzimáticos e, na sua pouca mobilidade no organismo em virtude do pequeno tamanho e das cargas duplas ou triplas. Esta baixa mobilidade faz com que os elementos-traço se acumulem, provocando profundas modificações no metabolismo, podendo causar a morte do organismo afetado. Através das cadeias alimentares, os elementos-traço são distribuídos pela biota do ambiente aquático. Desta maneira podem atingir populações humanas, devido ao efeito da bioacumulação.

Sabe-se que a maioria dos elementos-traço faz parte, embora em baixas concentrações, tanto da constituição da crosta terrestre como dos organismos. No entanto, a industrialização e posterior lançamento dos efluentes nos ambientes aquáticos, sem tratamento ou com tratamento insuficiente, fazem com que haja um aumento da concentração destes elementos de maneira surpreendente, fazendo com que os elementos-traço, antes não agressivos ao homem e organismos, visto a sua concentração, se tornassem uma grave e temida forma de poluição ambiental.

Neste contexto, com o aumento da industrialização e da demanda crescente de recursos naturais cada vez mais diversificados, vários elementos têm sido concentrados em determinados meios, provocando, em alguns casos, sérios distúrbios ambientais. Estes rápidos avanços, também, nas áreas da 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 elementos-traço e, sua expressiva realocação em diferentes compartimentos ambientais, especialmente na 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 aos impactos potenciais (Esteves, 1998; Rai, 2009; Susarla *et al*, 2002).

3.2.1 Cromo e zinco

Este item apresenta os elementos que são essenciais aos seres vivos, ainda que em pequenas concentrações e têm importante papel no seu metabolismo. No entanto, dependendo do seu estado de oxidação ou concentração pode manifestar-se com alto nível de toxicidade.

O cromo apresenta-se em três estados de oxidação, sendo: Cr^{2+} , Cr^{3+} e Cr^{6+} . Baixas concentrações de Cr^{3+} são consideradas necessárias para à saúde humana. No entanto, o Cr^{6+} é considerado tóxico para os organismos em qualquer concentração (Atkins e Jones, 2007).

Von Sperling (2005) comenta que as fontes de contaminação do cromo são: curtição de couros e galvanoplastia. O contato ou a exposição ao cromo pela população geram efeitos sobre a saúde, como dermatites, úlceras cutâneas, inflamação nasal, câncer de pulmão e perfuração do septo nasal.

Em relação ao zinco, segundo Atkins e Jones (2007) é um elemento essencial para a saúde humana. Ele ocorre em muitas enzimas e participa da expressão do DNA e do crescimento. O zinco só é tóxico em quantidades muito altas. É encontrado de forma abundante na crosta terrestre, principalmente na forma de sulfeto, ZnS , na esfalerita, frequentemente em associação com minérios. O minério é concentrado por flotação em espuma e o metal é extraído por recozimento e fusão com coque.

Barreto (2010) comenta que o zinco faz parte do funcionamento de várias metaloenzimas, incluindo a álcool desidrogenase, fosfatase alcalina, anidrase carbônica, leucina aminopeptidase, superóxido dismutase. Sua deficiência está relacionada a várias doenças, como dermatite, anorexia, depressão imunológica e disfunção mental. Má formação infantil também já foi associada à sua deficiência nas gestantes.

Von Sperling (2005) comenta que as fontes de contaminação por zinco são: metalurgia (fundição e refinação) e indústrias recicladoras de chumbo. O contato ou a exposição ao zinco em elevadas concentrações pelo homem geram efeitos sobre a saúde, como sensação de paladar adocicado associado a secura na garganta, tosse, fraqueza, dor generalizada, arrepios, febre, náusea e vômitos.

3.2.2 Cádmio, chumbo e níquel

Este item apresenta os elementos que não têm função biológica conhecida e mesmo em pequenas concentrações apresentam-se com alto nível de toxicidade. Com exceção do níquel que, em baixa concentração, favorece o sistema vegetal.

Segundo Atkins e Jones (2007) o cádmio é um veneno letal que perturba o metabolismo pela substituição de outros metais, como o zinco e o cálcio, essenciais ao organismo, tornando os ossos mais frágeis e causando desordens renais e pulmonares.

Von Sperling (2005) comenta que as fontes de contaminação por cádmio são: farinhas refinadas, cigarros, materiais odontológicos, indústria de aço, efluentes gasosos industriais, fertilizantes, pesticidas, fungicidas, materiais cerâmicos, solda, fundição e refinaria de zinco, chumbo e cobre. Derivados de cádmio são utilizados em pigmentos e pinturas, baterias, processos de galvanoplastia, acumuladores, estabilizadores de PVC e reatores nucleares. O contato ou a exposição ao cádmio pela população é preocupante, pois o elemento além de ser cancerígeno, provoca também elevação da pressão sanguínea e aumento do coração, queda da imunidade, aumento da próstata, enfraquecimento ósseo, dores nas articulações, anemia, enfisema pulmonar, osteoporose, perda de olfato e diminuição do desempenho sexual.

Em relação ao chumbo, segundo Atkins e Jones (2007) o principal minério de chumbo é a galena, PbS. Ela é aquecida ao ar para conversão em PbO e posteriormente faz-se a redução do óxido com coque.

As fontes de contaminação por chumbo são baterias de automóveis, tintas, combustíveis, vegetais tratados com agrotóxicos, fígado bovino contaminado, cigarros, pesticidas, fertilizantes e alguns cosméticos para os cabelos. O contato ou a exposição ao chumbo pela população geram efeitos sobre a saúde, como irritabilidade e agressividade, indisposição, dores de cabeça, convulsões, fadiga, sangramento gengival, dores abdominais, náuseas, fraqueza muscular, perda de memória, insônia, acidente vascular cerebral inespecífico, doenças renais, anemias, problemas de coagulação, afeta o sistema digestivo e reprodutor e é agente teratogênico (que acarreta mutação genética) (Von Sperling, 2005).

Para o níquel, Atkins e Jones (2007) comenta que o elemento também é usado em ligas com o ferro. Cerca de 70% do suprimento do mundo ocidental vem dos minérios de sulfetos de ferro e de níquel trazidos à superfície, há quase dois bilhões de anos, pelo impacto de um enorme meteoro, em Sudbury, Ontário, no Canadá.

Diversas são as fontes de contaminação por níquel, dentre elas estão as baterias de níquel-cádmio, indústria de cerâmica, componentes elétricos e eletrônicos, metalurgia, galvanoplastia, indústrias químicas, indústria de produtos de matérias plásticas, dentre outras. O contato ou exposição ao elemento cancerígeno também pode causar dermatite de contato, gengivite, erupções na pele, estomatite, tonturas, dores articulares, osteoporose e fadiga crônica (Von Sperling, 2005).

3.3 Fitorremediação

A fitorremediação é uma técnica de descontaminação em que se utilizam plantas para remover poluentes do ambiente ou transformá-los em formas menos perigosas para os seres vivos. O impacto ambiental e os custos de implementação são inferiores àqueles dos métodos físicos e químicos, além de ser uma técnica de fácil implementação (Salt *et al*, 1998; Gratão *et al*, 2005; Pilon-Smits, 2005).

O uso do termo *phytoremediation* (*phyto* = vegetal + *remediation* = remediação) é recente, tendo sido apresentado no ano de 1991, para definir o uso de vegetais, e dos microorganismos a eles associados, como instrumento para contenção, isolamento, remoção ou redução das concentrações de contaminantes em meio sólido, líquido ou gasoso (EPA, 2000). Atualmente a palavra *phytoremediation* é empregada para denominar a tecnologia em vários países de língua inglesa e tem como sinônimos os termos: *botanical-bioremediation* e *green-*

remediation. Na língua portuguesa, a palavra é grafada como fitorremediação, mas a grafia fitoremediação é também utilizada. Pode-se conceituar, de forma resumida, a fitorremediação como o uso de plantas e seus microrganismos associados, para o tratamento de solo, água ou ar contaminados. É uma tecnologia emergente com potencial para tratamento eficaz de uma larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos (Andrade *et al*, 2007).

A fitorremediação de áreas contaminadas é bastante útil para o meio ambiente devido à utilização de plantas específicas, no intuito de amenizar a degradação destas áreas. É necessária a utilização de plantas que possuam determinadas características como boa capacidade de sorção, sistema radicular profundo e denso, acelerada taxa de crescimento e produção de biomassa, fácil colheita, características que apresentem uma grande resistência ao poluente, pragas e doenças, adaptabilidade ao local a ser remediado, fácil controle ou erradicação posterior e, quando necessário, facilidade na remoção das plantas da área contaminada (Pilon-Smits, 2005; Procópio *et al*, 2009).

A fitorremediação apresenta elevado potencial de utilização, devido às vantagens que apresenta em relação às outras técnicas de remediação de contaminantes. Segundo Procópio *et al*. (2009), as principais potencialidades na utilização da fitorremediação são:

- Menor custo em relação às técnicas de remediação tradicionalmente utilizadas;
- O emprego de plantas é mais favorável esteticamente do que qualquer outra técnica de remediação e pode ser implementado com o mínimo distúrbio ambiental;
- Utiliza energia solar para realizar os processos de descontaminação;
- Apresenta alto índice de aceitação pública, perante a sociedade.

Apesar de todas as potencialidades comprovadamente significativas, a fitorremediação apresenta algumas limitações e dificuldades que devem ser previstas antes de se optar pelo seu uso. Segundo Procópio *et al*. (2009) as principais limitações em programas de fitorremediação são:

- Dificuldade na seleção das plantas;
- O contaminante deve estar dentro da zona de alcance do sistema radicular;
- O clima e condições edáficas podem restringir o crescimento das plantas;

- A presença do contaminante na parte aérea das plantas pode favorecer a contaminação da cadeia alimentar;
- O tempo requerido para a obtenção de uma despoluição pode ser longo;
- Necessidade de retirada das plantas da área contaminada, quando o composto tóxico é apenas fitoacumulado ou fitodegradado a um composto ainda tóxico;
- Dificuldade de controle posterior da planta fitorremediadora.

Assim, uma das primeiras etapas no programa de fitorremediação é a seleção da(s) espécie(s) fitorremediadora(s). Para isso é necessário conhecer com profundidade as características químicas do contaminante, bem como as características químicas e físico-químicas do ambiente a ser remediado.

O ideal na escolha da espécie seria reunir todas as características fisiológicas e morfológicas, que a torne adequada para a utilização nos problemas ambientais, em uma só espécie. Porém, devido às dificuldades em encontrar esta espécie, aquela que for selecionada deve reunir o maior número possível destes atributos. Outro aspecto a ser observado é que várias espécies podem ser usadas em um mesmo local, ao mesmo tempo ou subsequentemente, para promoverem maior descontaminação (Procópio *et al.*, 2009).

3.3.1 Conceitos e mecanismos

A tecnologia do uso de plantas para remoção dos contaminantes por meio da sorção, podendo ser absorvido e/ou adsorvido, destina-se à redução de substâncias nocivas ao ambiente, seja ele aquático ou terrestre. A maneira pelo qual as plantas removem as substâncias do ambiente variam conforme as características dos compostos e propriedades das plantas. A captura e distribuição dos compostos nas plantas se devem aos seguintes mecanismos: fitoextração, fitotransformação ou fitodegradação, fitovolatização, fitoestimulação e fitoestabilização.

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

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

3.3.1.1 Fitoextração

Na fitoextração o contaminante removido do solo ou água é armazenado no tecido vegetal, o que facilita o futuro descarte do material contaminado (Figura 3.1). O mecanismo ocorre quando o contaminante é capturado pelas raízes e translocado para os caules e folhas, sem ser degradado, resultando em acumulação na planta (USEPA, 2000). De maneira geral, a fitoextração é utilizada para remediação de metais, com o uso de plantas que podem acumular mais metais em seus tecidos do que outras. Trata-se de plantas hiperacumuladoras, que podem acumular estes elementos em níveis até cem vezes superiores a uma planta comum (LASAT, 2000).

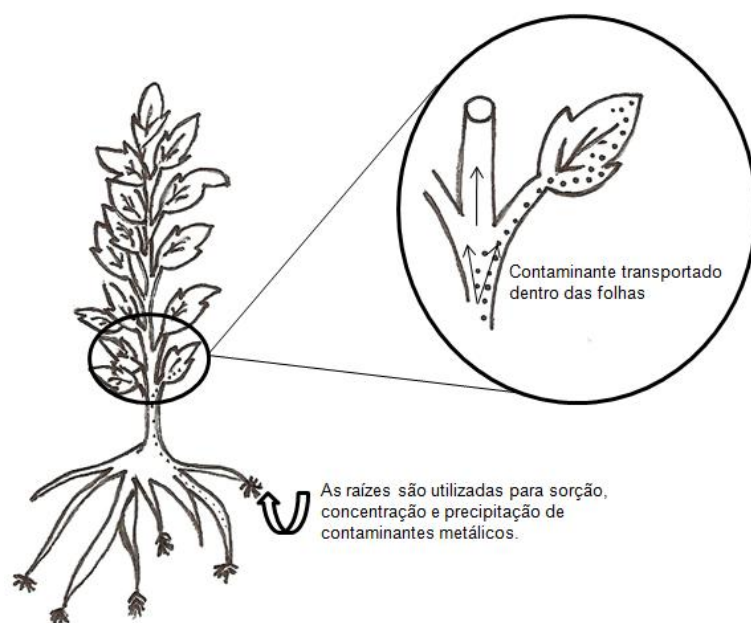


FIGURA 3.1: Esquema de fitoextração

Fonte: Adaptado de Andrade *et al.* (2007).

No mecanismo de fitoextração as espécies vegetais são plantadas nos ambientes contaminados e posteriormente colhidas, com o intuito de fitorremediar, remover do local as substâncias nocivas ao meio. O destino do material vegetal produzido dependerá da possibilidade ou não de seu aproveitamento, sendo decidido de acordo com a espécie vegetal cultivada, sua capacidade de bioacúmulo e o risco ambiental representado. Dependendo do caso, o tecido vegetal pode ser incinerado, depositado em aterro, co-processado na fabricação de cimento, ou, em caso de aproveitamento, utilizado para produção de fibras. Outra opção é recuperar, por exemplo, o metal, após a colheita das espécies vegetais. A variabilidade dos possíveis usos está correlacionada ao número de espécies hiperacumuladoras (Andrade et al., 2007).

No processo de hiperacumulação de contaminantes, algumas plantas podem remediar o meio contaminado a níveis aceitáveis. Algumas plantas ainda podem crescer em áreas contaminadas e tolerar a hiperacumulação de metais-traço e outros contaminantes. Outras plantas podem sofrer um severo estresse nestas condições. As plantas que são menos tolerantes podem ainda serem usadas em áreas contaminadas e, posteriormente colhidas após a acumulação até sua capacidade máxima. Estes locais poderão ser replantados até completar sua remediação (Susarla et al., 2002).

Algumas plantas absorvem grandes quantidades não usuais de elementos-traço (ex. níquel, zinco, cobre e cromo) em comparação com outras espécies. A hiperacumulação de elementos-traço é definida como a acumulação de mais de 0,1% por peso seco do tecido vegetal e, 0,01% se o elemento for o cádmio. A hiperacumulação de elementos mais comuns, como ferro e manganês, é definida acima de 1% do elemento por peso seco do tecido vegetal. Algumas plantas também podem ser hiperacumuladoras de sais, geralmente cloreto de sódio, mas também cloreto de cálcio e magnésio (Susarla et al., 2002; ITRC, 2001; Barreto, 2010).

Muitas espécies vegetais são naturalmente encontradas nos locais contaminados (Barreto, 2010). No entanto, há outras espécies que são produzidas por meio de modificações genéticas, com a inserção de genes (isolados a partir de outras plantas, animais ou bactérias) em plantas com potencial hiperacumulador, visando um aumento de vantagem comparativa a essas espécies de plantas isoladas, ou seja, maior produção de matéria seca por hectare, maior poder de acumulação de contaminantes, maior adaptação ao estresse ambiental, etc (Andrade, 2007).

A fitoextração também é o principal mecanismo da rizofiltração. Na rizofiltração acumulam-se contaminantes apenas nas raízes e nesta tecnologia utilizam-se sistemas hidropônicos de

crescimento para as plantas. Nestes sistemas ocorrem a adsorção ou precipitação dos contaminantes nas raízes das plantas ou, ainda, absorção dos contaminantes que estão em solução circundando a zona das raízes, rizosfera, em decorrência de processos bióticos. Águas subterrâneas bombeadas para a superfície, águas superficiais e águas residuárias podem ser tratadas fazendo-se o uso desta tecnologia (USEPA, 2000; ITRC, 2001; Andrade, 2007).

3.3.1.2 Fitotransformação ou fitodegradação

Este mecanismo define-se pela captura e metabolização dos poluentes pelas plantas. Este mecanismo é empregado, principalmente, na remediação de compostos orgânicos (Figura 3.2). Os subprodutos gerados, pela degradação na planta, são armazenados em vacúolos ou incorporados ao tecido vegetal. (Andrade *et al.*, 2007; USEPA, 2000; ITRC, 2001).

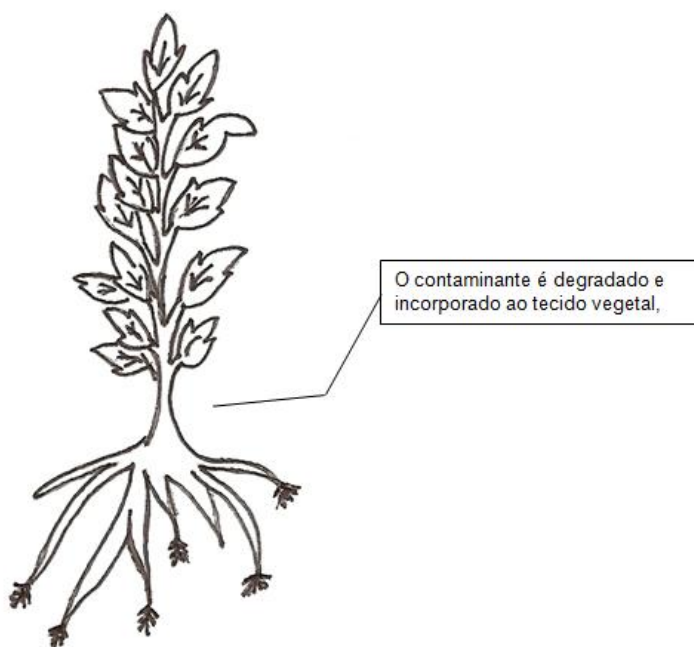


FIGURA 3.2: Esquema de fitodegradação

Susarla *et al.* (2002) corroborando com Andrade *et al.* (2007) reportam que, algumas enzimas de interesse particular para a fitodegradação são: (a) desalogenase, que catalisa a degradação de compostos clorados; (b) peroxidase, que transforma os compostos fenólicos; (c) nitrorredutase, que transforma explosivos e compostos nitrados em outros metabólitos; (d) nitrilase, que transforma compostos cianetados aromáticos; (e) fosfatase, que transforma pesticidas organofosfatados.

3.3.1.3 Fitovolatização

Na fitovolatização ressalta-se a capacidade das plantas em absorver e transpirar grandes volumes de água. É o processo pelo qual as plantas e/ou microrganismos associados removem os poluentes do meio pela sua volatilização. Durante a transpiração as plantas convertem os contaminantes (orgânico ou inorgânico solúvel) a formas voláteis, removendo-os do ambiente contaminado. Sendo assim, como apresentado na FIG. 3.3 o contaminante é capturado e eliminado por transpiração. Nesta rota o composto pode ser convertido a formas menos tóxicas pela ação de enzimas vegetais. Existem registros de sucesso na aplicação da técnica de fitovolatização para conversão do selênio a dimetil-selênio, uma forma menos tóxica e volátil deste elemento, ambientalmente menos impactante (USEPA, 2000; ITRC, 2001; Andrade *et al.*, 2007).

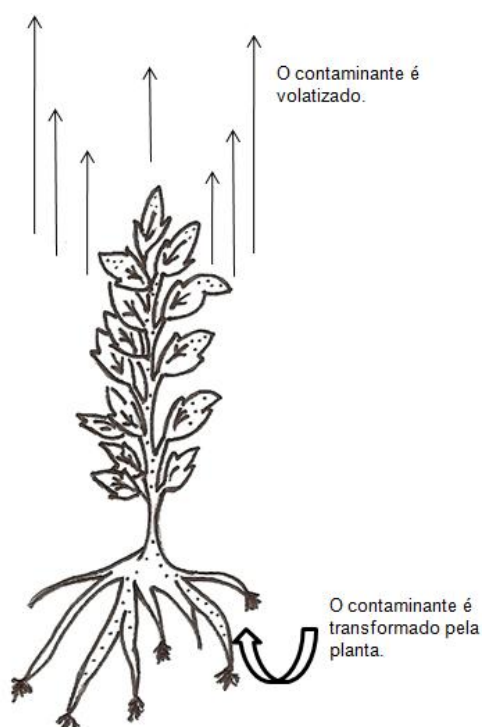


FIGURA 3.3: Esquema de fitovolatização

Outra forma de fitovolatização encontra-se no controle hidráulico, empregado na contenção de contaminantes. Algumas plantas absorvem grandes volumes de água e possuem um sistema radicular extenso que alcança a zona saturada do solo, o que possibilita o controle da pluma de contaminação. Neste caso, as plantas agem como bombas orgânicas (Andrade *et al.*, 2007).

3.3.1.4 Fitoestimulação

É um mecanismo no qual os microrganismos associados e/ou beneficiados pela presença vegetal estão envolvidos, direta ou indiretamente, na degradação dos contaminantes. Quando ocorre nas raízes, é chamado de rizodegradação. É a quebra de contaminantes orgânicos no solo através de atividades microbianas, que é aumentada pela presença da zona de raízes. Acontece porque as raízes das plantas mudam as condições do solo, aumentando sua aeração, ajustando sua umidade e produzindo exsudatos (açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, ácidos graxos, esteróides, nucleotídeos, enzimas e outros) que favorecem o crescimento de microrganismos e, por consequência, a biodegradação dos contaminantes (Andrade *et al.*, 2007; USEPA, 2000).

Na fitoestimulação ou rizodegradação, as raízes das plantas e a microbiota associada e/ou os produtos excretados na rizosfera decompõem o contaminante (Figura 3.4).

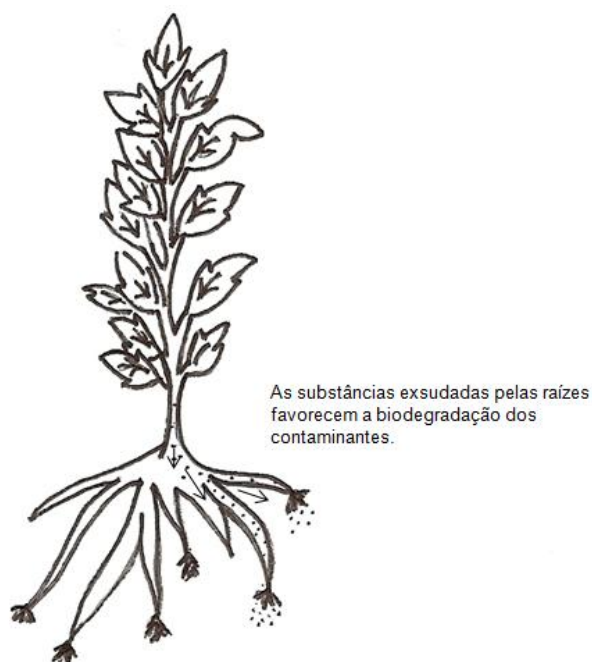


FIGURA 3.4: Esquema de fitoestimulação

3.3.1.5 Fitoestabilização

A fitoestabilização é definida como a imobilização de um contaminante através das reações de absorção e acumulação, adsorção e/ou precipitação na zona das raízes (Figura 3.5). É um mecanismo definido pelo uso de plantas para imobilizar contaminantes no sistema solo-planta, visando reduzir a biodisponibilidade desses contaminantes e prevenir sua mobilidade

nas águas subterrâneas. Na humificação, as enzimas das plantas e dos microrganismos ligam os contaminantes ao húmus do solo, enquanto, na lignificação, ocorre a imobilização do contaminante em ligninas das paredes celulares (Accioly e Siqueira , 2000).

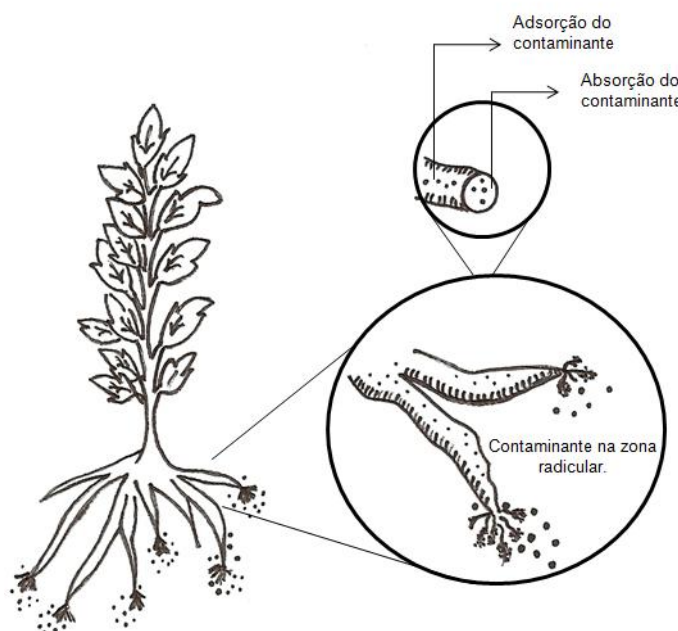


FIGURA 3.5: Esquema de fitoestabilização

Este mecanismo ocorre na zona das raízes em função das características químicas do solo tais como, pH, redox e teor de umidade, e pela características dos contaminantes como especiação e estrutura química. Baseia-se na mudança da solubilidade e da mobilidade dos elementos-traço e na dissolução de compostos orgânicos, por intermédio da mudança do pH do solo pela exsudação de substâncias pelas raízes ou mediante a produção de CO₂.

Andrade *et al.* (2007) comentam que, essa técnica é empregada em sua quase totalidade para contaminantes inorgânicos e que sítios contaminados com esses elementos podem ser remediados com sucesso fazendo-se o uso desse mecanismo. Entretanto, a permanência do contaminante no local, ainda que imobilizado, pode ser posto novamente em disponibilidade, caso sofra reversão em decorrência de mudanças físico-químicas do meio. Por esse motivo, a fitoestabilização, quando adotada como único mecanismo de fitorremediação, deve ser aplicada com ressalvas.

3.4 **Macrófitas aquáticas**

Uma das primeiras menções ao termo macrófitas aquáticas foi proposta por Weaner & Clements (1938), que as definiram de maneira muito ampla: plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Para o Programa Internacional de Biologia – IBP, macrófitas aquáticas é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Esta é, portanto, uma denominação genérica, independente de aspectos taxonômicos (Esteves, 1998).

Entre as macrófitas aquáticas incluem-se vegetais que variam desde macroalgas, como o gênero *Chara*, até angiospermas, como o gênero *Typha*. Apesar do seu caráter genérico, a terminologia macrófitas aquáticas é amplamente utilizada em todo o mundo.

As macrófitas aquáticas representam um grande grupo de organismos, tendo como referência algas talóides, musgos e hepáticas, filicíneas, coníferas e plantas com flores que crescem em águas interiores e águas salobras, estuários e águas costeiras. As macrófitas aquáticas incluem desde organismos flutuantes de pequenas dimensões (1-5 mm), até grandes árvores, como ciprestes (*Taxodium spp*) existentes nos pântanos no sul dos Estados Unidos (Tundisi e Tundisi, 2008). Segundo Esteves (1998), as macrófitas aquáticas constituem-se em:

- Macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Echinodorus*, *Eleocharis*, etc.
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Vitoria* e *Nymphoides*.
- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Podem crescer, via de regra, até 11 m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuando na superfície ou aéreos. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria*, *Mayaca* e a maioria das espécies do gênero *Potamogeton*.
- Macrófitas aquáticas submersas livres: são plantas que têm rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e talos das macrófitas aquáticas de folhas flutuantes

e nos caules das macrófitas emersas. Durante o período reprodutivo emitem flores emersas (exceção de *Ceratophyllum*). Ex.: *Utricularia* e *Ceratophyllum*.

- Macrófitas aquáticas flutuantes: são aquelas que flutuam na superfície da água. Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento. Neste grupo, destacam-se: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

A FIG. 3.6 ilustra o grupo das macrófitas aquáticas.

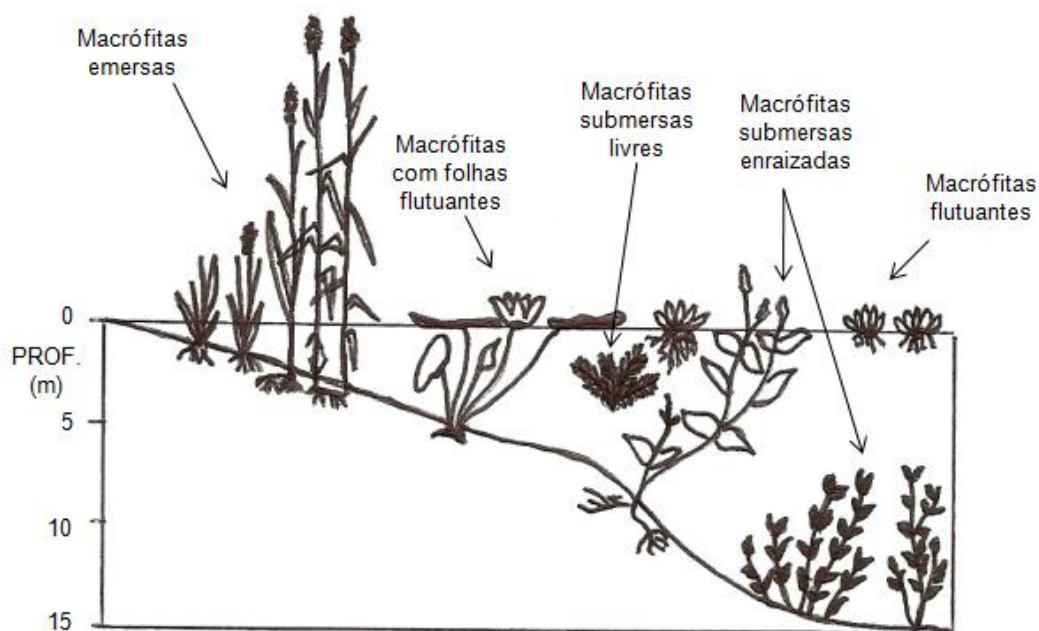


FIGURA 3.6: Esquema dos grupos de macrófitas aquáticas

Fonte: adaptado de Esteves (1998).

As macrófitas flutuantes como *Lemna* ou *Eichhornia crassipes* formam grandes tapetes embaraçados e, em alguns casos, ligados por raízes ou estolões que absorvem todos os seus nutrientes diretamente da água, e não dos sedimentos. Essas plantas flutuantes necessitam de locais abrigados, são afetadas por ondas e ventos fortes, e competem diretamente por nutrientes com fitoplâncton e perifíton (Tundisi e Tundisi, 2008).

Dhir *et al.* (2009) comentam que, as macrófitas aquáticas (particularmente as livres, submersas enraizadas e emergentes) ganharam importância mundial por apresentarem eficiência para remover uma variedade de poluentes, orgânicos e inorgânicos, de águas poluídas, ainda que esta eficiência varie de espécie para espécie.

Segundo Paulo e Pratas (2008), dentre as técnicas de fitorremediação, a do ambiente aquático apresenta 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 habilidade das plantas aquáticas em remover elementos-traço da água, que podem não ser essenciais para seu crescimento e desenvolvimento, têm sido observados em vários estudos. Nestas situações as concentrações de elementos-traço nas plantas podem ser várias vezes superiores do que as encontradas na água, corroborando com a pesquisa feita por Barreto (2010). Ainda segundo Paulo e Pratas (2008), 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.

Várias macrófitas aquáticas conhecidas como hiperacumuladoras de elementos-traço não podem ser empregadas em escala comercial porque suas características fisiológicas e morfológicas as tornam inadequadas para o uso na tecnologia de fitorremediação. Geralmente estas plantas apresentam baixa produção de biomassa, sistemas radiculares pouco extensos e são de difícil manejo. Dois gêneros exemplares são *Lemma sp.* e *Azolla sp.* (Yang *et al.*, 2005).

3.5 Potencialidades e limitações no uso de macrófitas aquáticas na fitorremediação

As tecnologias baseadas no uso de vegetais para remediação de áreas degradadas são cada vez mais utilizadas em países desenvolvidos. No Brasil, apesar de haver condições climáticas favoráveis ao desenvolvimento dessa tecnologia e necessidade ambiental para implantação mais expressiva desta técnica, ela praticamente não é aplicada. Isso decorre, sobretudo, por histórias de insucessos no uso indiscriminado e descontrolado de algumas espécies vegetais, gerado, sobretudo, falta de interesse sobre o assunto, o que reflete a carência de uma política direcionada à redução dos passivos ambientais existentes. Mas, a exemplo do que ocorreu em outros países, a tendência é a modificação desse cenário em futuro próximo.

A fitorremediação de áreas poluídas é bastante útil para o meio ambiente devido à utilização de plantas específicas (macrófitas aquáticas), no intuito de amenizar a contaminação das águas.

As espécies vegetais ou macrófitas são importantes componentes estruturais dos ecossistemas aquáticos e são fundamentais para o equilíbrio desses ambientes. Estas plantas constituem

uma importante fonte de carbono e energia na base da cadeia alimentar, proporcionando habitat de alimentação e de refúgio para várias formas de organismos aquáticos. Além disso, essas plantas promovem heterogeneidade espacial e temporal que favorece a biodiversidade dos corpos hídricos, fornecem substrato para colonização e crescimento dos microrganismos e ainda absorvem o excesso de nutrientes dissolvidos na água (Pilon-Smits, 2005).

Sem qualquer ação antrópica, o corpo hídrico passará por um processo sucessório natural de populações, comunidades e condições da água, em um processo de eutrofização natural. A sucessão ecológica natural começa em águas distróficas, as quais são apenas capazes de suportar o crescimento de esparsas populações de algas unicelulares. Com o tempo, o material trazido de montante e da bacia de contribuição pelo processo erosivo acumula-se no corpo hídrico e, juntamente com algas mortas, promovem um aumento expressivo na diversidade, complexidade e densidade das populações de algas. Os organismos mortos se acumulam no fundo do corpo hídrico criando um sedimento rico em colóides minerais e orgânicos. O sedimento mantém um equilíbrio iônico com a água, enriquecendo-a com nutrientes essenciais. Depois de alguns anos, a eutrofização natural permite que haja o crescimento de macrófitas submersas, especialmente em águas que mantém a transparência. Com o tempo, o acúmulo de sedimentos aumenta e as concentrações de nutrientes também, permitindo o crescimento e formação de densos bancos de macrófitas marginais emergentes e de plantas flutuantes. Daí por diante, o sedimento tende a ser cada vez mais alto e rico e a colonização por macrófitas mais densa e diversificada (Thomaz *et al.*, 1998).

No entanto, em determinadas situações, algumas destas plantas são favorecidas por alterações ambientais ou desequilíbrios no corpo hídrico e formam extensas e densas populações em detrimento de outras espécies. Nestas condições, as macrófitas passam a constituir problemas para o uso múltiplo da água e dos corpos hídricos. Além da eutrofização do corpo hídrico, outros fatores são importantes para o estabelecimento e crescimento das populações de macrófitas, podendo ser citadas: a introdução de plantas exóticas, a introdução de animais exóticos predadores de organismos herbívoros, as alterações das características do fluxo d'água e o desequilíbrio da rede trófica local, favorecendo as macrófitas (Pompêo, 2008).

A utilização racional dos corpos hídricos lóticos (rios) ou lênticos (lagos e represas) e sua conservação com relação à qualidade da água, de forma a atender ao uso múltiplo de seus recursos, é um dos grandes desafios em todo o mundo na atualidade. A produção de resíduos

domésticos, industriais e agrícolas tem gerado diversos problemas, ocasionando a eutrofização dos reservatórios, aumentando a carga de sedimentos depositados, bem como a concentração de elementos-traço e outros compostos tóxicos (Andrade *et al.*, 2007).

Apesar de todas as potencialidades comprovadamente significativas, a fitorremediação apresenta algumas limitações e dificuldades que devem ser previstas antes de se optar pelo seu uso. É imprescindível avaliar os casos de sucessos e insucessos no uso de macrófitas aquáticas no momento da escolha das espécies.

Uma das primeiras etapas no programa de fitorremediação é a seleção da(s) espécie(s) fitorremediadora(s). Para isso é necessário conhecer com profundidade as características químicas do contaminante, bem como as características químicas e físico-químicas do ambiente a ser remediado.

O ideal na escolha da espécie seria reunir todas as características fisiológicas e morfológicas, que a torne adequada para a utilização nos problemas ambientais, em uma só espécie. No entanto, aquela que for selecionada deve reunir o maior número possíveis de atributos. Deve-se observar também que é possível várias espécies serem usadas em um mesmo local, ao mesmo tempo ou subsequentemente, para promoverem maior descontaminação (Procópio *et al.*, 2009).

Diferentes espécies vegetais têm sido utilizadas na fitorremediação dos ambientes aquáticos, como exemplo pode ser citado *Eichhornia crassipes* (aguapé), planta até pouco tempo consagrada, no entanto, em alguns artigos aparece como “praga”, e, em outros, é defendida como agente despoluidor dos sistemas aquáticos mediante sua utilização controlada (Neves *et al.*, 2002; Alves *et al.*, 2003; Hussar *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2007). Quando o meio aquático em que vivem recebe um aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo), através de processos naturais, atividades agropecuárias ou mesmo pelo esgoto doméstico, as macrófitas aquáticas apresentam uma fantástica capacidade de reprodução. Nessas situações, essas plantas são geralmente consideradas infestantes e nocivas, pois obstruem rios, lagos e represas, impedindo a navegação e alterando o ecossistema aquático. Em certos locais do mundo o controle destas plantas chegou a ser uma questão de defesa nacional, no qual mobilizaram-se meios mecânicos, químicos e biológicos para controlar a infestação (Neves *et al.*, 2002).

Os maiores problemas causados pelas densas colonizações de macrófitas aquáticas são: (i) alteração das características da água, especialmente redução da disponibilidade de oxigênio dissolvido, (ii) alteração das características de navegabilidade e de utilização do corpo hídrico para esportes náuticos, (iii) prejuízos à produção de peixes e para a captura do pescado, (iv) criação de condições adequadas para instalação e manutenção de populações de insetos e outros organismos indesejáveis, incluindo vetores de doenças humanas, (v) redução da capacidade de armazenamento e da durabilidade de reservatórios, (vi) redução do fluxo d'água e da vida útil de canais de irrigação e drenagem, (vii) interferência na captação de água para irrigação e uso público, (viii) interferência na produção de energia elétrica, (ix) aumento das perdas d'água por evapotranspiração, dentre outros (Thomaz *et al.*, 1998).

Algumas macrófitas aquáticas constituem sérios problemas para muitos corpos hídricos com forte influência antrópica, especialmente reservatórios construídos para fins hidrelétricos e que se localizam em áreas com elevado grau de urbanização. Na formação do reservatório há alteração de um sistema lótico para um sistema lêntico, com maior capacidade de acúmulo de materiais, e grandes alterações nas condições de oxi-redução da coluna d'água dentre outras modificações que, como resultado final, alteram a qualidade da água e, em consequência, a biocenose instalada no corpo hídrico.

Torna-se bastante comum que, em reservatórios recém construídos, as macrófitas já constituam um problema sério, podendo ser citados, como exemplos, os reservatórios de Santana (RJ) nos anos 50, Tucuruí (PA) em 1986, quando 38,1% de sua área foram cobertas pelas macrófitas, Itá (SC) nos anos 90, Aimorés (MG), preenchido em 2005, entre outros.

As macrófitas podem ser introduzidas no meio aquático nos programas de fitorremediação ou podem aparecer naturalmente no processo de maturação, dentro da sucessão ecológica natural dos ecossistemas lacustres, associado ao tempo de evolução desses ambientes. No entanto, devido às condições favoráveis de clima e composição físico-química da água, grande parte dos reservatórios construídos no Brasil tem sido colonizada por macrófitas aquáticas, em diferentes graus. Em consequência do desenvolvimento excessivo de plantas aquáticas, alguns apresentaram problemas operacionais e restrições de usos (Thomaz *et al.*, 2003). Além do clima, há reservatórios em que o aumento populacional dessas plantas deve-se à oferta contínua de nutrientes. O aparecimento de macrófitas aquáticas em reservatórios recém construídos é um fenômeno comum. Há vários relatos sobre tais colonizações, dentre os quais

citam-se: Serra da Mesa (GO): *Salvinia* e *Pistia stratiotes* (De Fellipo, 2003); Tucuruí (PA): *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* (Petreire *et al.*, 1994); Salto Grande (SP): *Pistia stratiotes*, *Cyperus sp*, *Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigia leptocarpa*, *Brachiaria sp*, *Polygonum ferrugineum*, *Eichhornia crassipes*; *Salvinia auriculata*, *Bacopa sp*, *Typha domingensis* e *Hedychium coronarium* (Tavares *et al.*, 2004); Jurumirim (SP): *Echinochloa polystachya*, *Eichhornia azurea*, *Habenaria edwalli*, *Oxycaryum cubense*, *Polygonum spectabile*, *Limnobium stoloniferum*, *Polygonum sp*, *Ludwigia sp*, *Myriophyllum sp*, *Azolla sp*, *Salvinia sp*, *Pistia sp* e *Utricularia sp* (Henry *et al.*, 1999); Barra Bonita (SP): *Alternanthera philoxeroides*, *Brachiaria mutica*, *Brachiaria subquadripara*, *Cyperus difformis*, *Echinochloa polystachya*, *Eichhornia crassipes*, *Enidra sessilis*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Ipomoea alba*, *Ludwigia elegans*, *Panicum rivular*, *Paspalum repens*, *Pistia stratiotes*, *Polygonum lapathifolium*, *Salvinia auriculata*, *Salvinia molesta* e *Typha angustifolia* (Carvalho *et al.*, 2003); Jupiá (SP/MS): *Egeria densa*, *Egeria najas*, *Ceratophyllum demersum*, *Typha latifolia*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* (Marcondes *et al.*, 2003) e Itaipu Binacional (Brasil/Paraguai): *Urochloa plantaginea*, *Ludwigia suffruticosa*, *Eleocharis filicumis*, *Egeria najas*, *Nymphaea sp*, *Nitella acuminata*, *Eichhornia crassipes*, *Chara guairensis*, *Egeria densa* e *Nitella furcata* (Thomaz *et al.*, 2003).

Um exemplo do uso da fitorremediação em ambiente controlado é apresentado por Martins (2005) e mostra a capacidade do *Polygonum hydropiperoides* e *Thypha dominguensis* na fitorremediação dos efluentes de tanques de piscicultura na região da bacia do Iraí no estado do Paraná, no qual as espécies apresentaram como resultado um bom potencial para remoção do P e N.

Hussar (2008) apresenta em seu trabalho a avaliação do desempenho de lagoas de aguapé para o tratamento da água de tanques de piscicultura e observa uma eficiência satisfatória e favorável no uso da fitorremediação para o tratamento deste sistema.

Pompêo (2008) corroborando com outros autores evidencia em seu trabalho a importância das macrófitas na estruturação da dinâmica dos ecossistemas aquáticos e dá ênfase na discussão sobre seu manejo e controle, particularmente em reservatórios empregados para o abastecimento público.

Beltrão (2006) também fez o uso da fitorremediação em ambiente controlado e desenvolveu um sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de líquidos lixiviados

do aterro sanitário da Muribeca, em Pernambuco, onde foram construídas duas células em um sistema experimental na forma de lagoas nas quais foram colocadas em um leito de pedras as plantas aquáticas emergentes do tipo *Thypha dominguensis* e também barreiras reativas de solo permeável. A pesquisa concluiu que o sistema é viável como tratamento terciário de líquidos lixiviados, no entanto, não apresenta eficiência na remoção de metais.

3.6 *Vetiveria zizanioides* como agente fitorremediador

O capim Vetiver, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash, também classificado como *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty, é uma planta da família *Poaceae* e subfamília das *Panicoideae*, sendo que o gênero inclui, ainda, mais dez espécies. Entre suas espécies, a *Vetiveria zizanioides* é a mais valiosa em termos econômicos. O óleo essencial extraído da sua raiz tem sido, ao longo do tempo, utilizado por perfumistas, pela medicina e outras áreas de atuação. O uso do *Vetiveria zizanioides* para fins de proteção ambiental tem sido praticado em países tropicais e subtropicais devido às suas vantagens, como baixo custo e eficácia na conservação dos solos (Danh *et al.*, 2009).

O Vetiver é uma planta de origem asiática, sendo considerada perene, herbácea, de alta produção de biomassa. A gramínea apresenta-se com talos eretos, folhas compridas e relativamente rígidas. A característica preponderante da gramínea está no seu crescimento radicular, denso e maciço, com elevada taxa de crescimento, capaz de atingir mais de 3,0 metros de profundidade em 12 meses, nos solos de boa qualidade. Esta gramínea é tolerante à seca e geada, acidez, alcalinidade, variações de pH entre 3,3 e 9,5. A gramínea apresenta também tolerância à salinidade, inundações, bem como, metais-traço e agroquímicos (TRUONG *et al.*, 2008; Danh *et al.*, 2009). As características fisiológicas e morfológicas evidenciadas a tornam adequada para utilização como medidas de controle ambiental, em particular, para uso em programas de fitorremediação, devido à sua elevada tolerância e adaptabilidade as condições adversas.

O capim Vetiver não é uma planta invasora, pois só se reproduz por meio de mudas, não disseminando por sementes, rizomas ou estolões, facilitando, assim, sua recomendação para qualquer sítio ecológico (PEREIRA *et al.*, 2006).

Segundo Danh *et al.* (2009) na sua pesquisa o *Vetiveria zizanioides* apresentou potencial para remediar áreas contaminadas, como por exemplo pilha de rejeitos de mineração, devido às

suas propriedades em conter as partículas de solo e minimizar o efeito da erosão superficial, bem como, reter os contaminantes nas raízes, devido à sua característica hiperacumuladora. Esta característica pode ser observada mediante o resultado de duas pesquisas. Os locais escolhidos para a reabilitação foram: barragem de rejeitos de uma mineração de ouro no norte de Queensland, na Austrália e, na mina de carvão no centro de Queensland. No experimento foram utilizados agentes quelantes que melhoraram a capacidade do *Vetiveria zizanioides* em acumular metais-traço. Os autores comentam que, o potencial do Vetiver para fitorremediação de metais e resíduos orgânicos, do solo, foi superior a outras espécies de plantas.

Para Truong *et al.* (2008) o sistema Vetiver é uma solução natural, verde, simples, viável e rentável. A eficácia, simplicidade e baixo custo, apresentados pelo Vetiver, o torna atrativo em países tropical e subtropical.

3.6.1 Características marcantes do *Vetiveria zizanioides*

Este item descreve as características do *Vetiveria zizanioides*. A gramínea apresenta características morfológicas, fisiológicas, agrônômicas e ecológicas que a tornam adequada em programas de fitorremediação de áreas degradadas.

3.6.1.1 Características morfológicas

Segundo Truong *et al.* (2008) as características morfológicas do capim Vetiver são:

- Possui um sistema radicular maciço e finamente estruturado, chegando à profundidade de enraizamento de até três metros no primeiro ano de idade. A gramínea possui ainda tolerância à seca, que está relacionada com as características do sistema radicular. Este sistema, por atingir grandes profundidades, favorece a infiltração e percolação da água da chuva, mantendo a umidade no solo por mais tempo, uma vez que a penetração das raízes ocorre até mesmo em solos compactados;
- O Vetiver não possui rizomas;
- A gramínea apresenta resistência a pragas, doenças e incêndios;
- Os caules são rígidos e eretos, favorecendo a formação de uma cobertura densa quando plantadas bem próximas, permitindo a retenção dos sedimentos e formação de uma barreira viva para o escoamento superficial (Figura 3.7 A);

- Propaga-se de forma assexuada, por meio de mudas (Figura 3.7 B);



(A)



(B)

FIGURA 3.7: (A) Touceira do capim Vetiver e (B) mudas do vetiver

3.6.1.2 Características fisiológicas

Segundo Truong *et al.* (2008) as características fisiológicas do capim Vetiver são:

- Tolerância a variações climáticas extremas como, secas prolongadas, inundações e temperaturas extremas, podendo variar, entre mínima de 15°C e máxima de 55°C;
- Regeneração após eventos de geada e queimadas;
- Tolerância a ampla faixa de pH no solo;
- Tolerância a herbicidas e pesticidas;
- Tolerante ao Al, Mn, As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg, Se e Zn presentes no solo;
- Eficiência na absorção de nutrientes, tal como N e P;
- Tolerância à salinidade.

3.6.1.3 Características agronômicas

O potencial fitorremediador da planta está diretamente relacionado com sua taxa de crescimento e sua capacidade de produzir biomassa. A característica de produção de biomassa é um dos critérios na seleção de plantas, em programas de fitorremediação. O *Vetiveria zizanioides* utiliza com eficiência a radiação solar, sendo comparado nesta categoria com o milho e a cana-de-açúcar. Em condições tropicais quentes e úmidas, o Vetiver cresce rapidamente e produz um valor de biomassa maior que 100 toneladas de matéria seca ha/ano.

A gramínea mantém alta atividade das enzimas envolvidas na fotossíntese mesmo quando cultivada em climas temperados. Esta característica torna o Vetiver ideal candidato para fitorremediação em diferentes partes do mundo (Danh *et al.*, 2009).

3.6.1.4 Características ecológicas

Truong *et al.* (2008) comentam que o Vetiver apresenta tolerância a uma gama de contaminantes e a condições adversas. No entanto, esta gramínea é intolerante a sombras. O sombreamento poderá reduzir seu crescimento e, em condições extremas, pode até matar a gramínea em longo prazo. Portanto, a gramínea desenvolve-se melhor em ambiente aberto com incidência de luz solar e livre de ervas daninhas. O controle das plantas daninhas é necessário durante a fase de estabelecimento do Vetiver.

3.6.2 Potencial do *Vetiveria zizanioides* na fitorremediação do solo

O potencial do *Vetiveria zizanioides* em promover a sorção de elementos-traço tem sido estudado em uma ampla gama de experimentos. Nestas pesquisas foram utilizados solos contaminados para determinar a capacidade da gramínea em lidar com diferentes combinações de metais-traço, enquanto que em outras pesquisas foram utilizados solos artificialmente contaminados para investigar a remoção dos elementos do meio.

Alves *et al.*(2008) pesquisaram a absorção e distribuição de chumbo em plantas de Vetiver, Jureminha e Algaroba. O experimento foi realizado em estufa e o delineamento empregado foi inteiramente casualizado. Nesta fase, aplicou-se doses crescentes de Pb por 45 dias. Com bases nos resultados, os autores comentam que, o Vetiver demonstrou maior tolerância à contaminação por chumbo que as demais espécies.

Yang *et al.*(2003) apresentam em seu artigo o crescimento e acúmulo de metais no Vetiver e duas espécies de *Sesbania*, sobre uma mina de rejeitos contendo chumbo e zinco. Segundo os autores a mina apresentava elevadas concentrações de chumbo e zinco. No entanto, havia baixos teores dos nutrientes N, P e K, bem como de matéria orgânica. Um ensaio de campo foi realizado para comparar o desempenho de crescimento e acumulação dos elementos no *Vetiveria zizanioides* e nas duas espécies de leguminosas *Sesbania rostrata* e *Sesbania sesban*, cultivadas nos rejeitos, alternados com resíduos domésticos e/ou fertilizantes. Foi revelado que os usos dos resíduos domésticos e fertilizantes contribuíram na taxa de

crescimento e sobrevivência de todas as espécies. As raízes destas espécies pesquisadas acumularam níveis semelhantes dos metais. A maioria dos elementos-traço ficaram acumulados nas raízes, possivelmente devido ao período experimental bastante curto de cinco meses.

Chen *et al.* (2004) investigaram em seu trabalho o uso do vetiver na fitorremediação de solos contaminados com Pb, Cu, Zn e Cd. No experimento foi utilizado agente quelante sintético EDTA para aumentar a biodisponibilidade dos elementos no solo. No entanto, o uso do EDTA pode ser tóxico para as plantas e microrganismos do solo, podendo ser lixiviado até as águas subterrâneas, gerando uma pluma de contaminação. Os resultados mostraram que o Vetiver tinha capacidade de tolerar concentrações elevadas de Pb no solo. Com aplicação de EDTA a relação de translocação de chumbo a partir das raízes para a parte aérea foi significativamente aumentada. Nesta pesquisa, os melhores resultados foram apresentados para o elemento chumbo.

Várias são as pesquisas envolvendo o uso do Vetiver como agente fitorremediador. Seria possível citar exaustivamente diversos autores e comentar suas investigações. No entanto, em síntese observa-se que os autores corroboram que o *Vetiveria zizanioides* é uma planta com potencial uso em programas de fitorremediação do solo.

Visto o potencial desta gramínea no uso para fitorremediação do solo e com conhecimento das limitações no uso de macrófitas aquáticas como agentes fitorremediadores dos ambientes aquáticos, fez-se necessário esta pesquisa para o conhecimento do comportamento da gramínea sob condições de ausência de solo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta, seleção e transplante da gramínea

O Vetiver foi coletado nos canteiros localizados na Fazenda Chácara no município de Santana dos Montes - MG. As touceiras foram removidas de maneira a perturbar o mínimo possível seu sistema radicular e, foram divididas em partes menores para melhor serem acomodadas nos tanques experimentais. Posteriormente as plantas foram cuidadosamente transportadas para o município de Contagem-MG, região metropolitana de Belo Horizonte, local onde o experimento foi implantado, por conveniência logística.

As plantas foram criteriosamente selecionadas para composição dos tanques experimentais, nos quais dezoito amostras de plantas foram selecionadas em função dos seus aspectos físicos, tais como massa, comprimento e densidade das raízes e volume da parte aérea.

Para a composição do experimento, os sistemas radiculares das plantas foram cuidadosamente lavados e, em seguida, as plantas foram dispostas nos flutuadores (Figura 4.1). Ressalta-se que o flutuador é um aparato projetado para receber as plantas, produzido através da reutilização de garrafas pet, de forma acomodar confortavelmente o sistema radicular de cada planta, mantendo-o submerso na água. Como o capim Vetiver é uma planta predominantemente terrestre, esse aparato foi essencial para manter a planta flutuante na água. Cada tanque experimental recebeu em seu flutuador uma planta para a composição do experimento.



(A)



(B)

FIGURA 4.1: (A) capim Vetiver e (B) capim Vetiver no flutuador

4.2 Implantação do experimento

O experimento foi realizado em escala de laboratório, por meio da implantação dos tanques experimentais, que foram dispostos em uma área coberta, para proteção contra intempéries. Para o cultivo do capim Vetiver em condições de ausência de solo fez-se o uso da técnica hidropônica, no qual as raízes ficaram submersas em água e todos os tanques receberam aplicação de uma solução nutritiva e balanceada de NPK, essencial ao desenvolvimento das plantas. Após o estabelecimento e adaptação das plantas à nova condição de ausência de solo, período de 30 dias, iniciou-se o ensaio experimental e as plantas foram submetidas à aplicação dos metais-traço.

O experimento foi implantado em triplicata perfazendo um conjunto de 18 tanques, que correspondem aos cinco elementos-traço de interesse, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn, além de um conjunto controle que compunha o experimento, sendo caracterizado como branco. O branco do experimento recebeu apenas solução nutritiva e manteve-se livre de contaminação (Figura 4.2). O experimento foi conduzido em água parada, num sistema fechado e em cada tanque manteve-se um volume constante de 50 litros de água.

O critério para seleção dos elementos-traço, de interesse da pesquisa, é justificado, devido ao fato dos mesmos serem os elementos mais monitorados no território brasileiro.

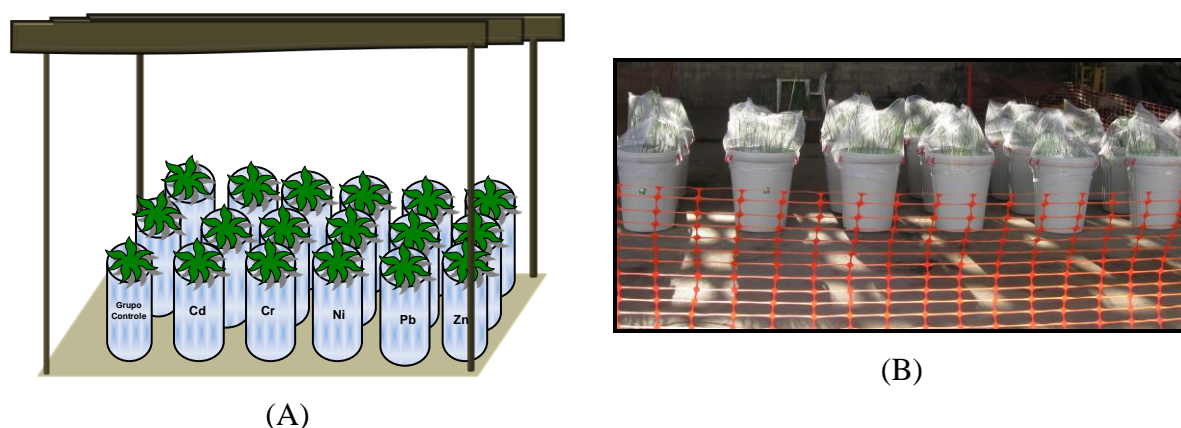


FIGURA 4.2: (A) Desenho esquemático do experimento e (B) experimento implantado

4.3 Ensaios com a solução contaminante

A fim de avaliar os atributos fisiológicos do capim Vetiver, as plantas foram submetidas às concentrações dos metais-traço. A fase experimental foi dividida em duas etapas, caracterizadas por campanhas do ensaio experimental. Foram aplicadas soluções sintéticas de

Cd, Cr, Ni, Pb, e Zn, manipuladas em laboratório fazendo-se o uso da ampola padrão Titrisol da marca Merck, exceto a solução de Zn que foi preparada com cloreto de zinco, da marca Vetec.

A proposta inicial da pesquisa seria aplicar concentrações dos elementos-traço baseados nos valores máximos permitidos para o lançamento de efluentes, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005, sendo: 0,2 mgCd/L, 0,5 mgCr/L, 2,0 mgNi/L, 0,5 mgPb/L e 5,0 mgZn/L. Para a segunda campanha do ensaio experimental, a proposta inicial seria aplicar trinta vezes a concentração inicial de cádmio, vinte vezes a concentração inicial do chumbo e, dez vezes a do cromo, níquel e zinco.

No entanto, devido às dificuldades, em campo, nas medições dos volumes das soluções que foram feitas em provetas, os valores encontrados nas concentrações dos elementos-traço foram diferenciados. Sendo assim, o experimento iniciou-se com as seguintes concentrações: 0,07 mgCd/L, 0,3 mgCr/L, 1,07 mgNi/L, 0,3 mgPb/L e 3,6 mgZn/L. Posteriormente, na segunda campanha do ensaio experimental, as concentrações foram as seguintes: 2,6 mgCd/L, 4,1 mgCr/L, 11,3 mgNi/L, 7,45 mgPb/L e 31,03 mgZn/L.

4.4 Avaliação do comportamento da gramínea

A metodologia de avaliação da gramínea foi visual, desde a fase da remoção dos canteiros e lavagem das raízes, seguindo para a fase de adaptação da condição de cultivo sem solo e, principalmente, após a adição dos contaminantes.

A avaliação consistiu de observação visual, acompanhamento através de medições do crescimento foliar e registro fotográfico para a identificação de alguma manifestação de anormalidade, que geralmente se apresentam com alguns sintomas típicos. Foi observado, além do crescimento foliar, a aparência da planta, acompanhando o seu aspecto se continuava saudável, através do monitoramento de cloroses e manchas foliares, bem como, seu desenvolvimento.

4.5 Coleta e análise das amostras de água

A metodologia utilizada na coleta, conservação e análise das amostras de água foi embasada em APHA *et al.* (2005).

A pesquisa foi realizada sob condições controladas e por curtos períodos de tempo. Na primeira campanha do ensaio, as plantas ficaram submetidas à concentração dos contaminantes por um período de detenção da água no tanque de 10 dias. Na segunda campanha do ensaio, o período de detenção foi de 28 dias, considerando estes períodos razoáveis e compatíveis à disponibilidade financeira da pesquisa.

Durante as coletas, as amostras de água foram filtradas em membrana Millipore Millex 0,45 μ m de porosidade, acidificadas até obter pH < 2 e acondicionadas em caixas térmicas para facilitar o transporte. Foram coletadas amostras com uma alíquota de 40 ml, de cada tanque experimental.

As amostras foram conduzidas ao laboratório para serem efetuadas as medições das concentrações dos metais-traço, que foram determinados por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). Estas análises laboratoriais das amostras de água foram realizadas pelo Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG.

Na primeira campanha do ensaio, no qual o critério adotado foi manter a planta no tanque por 10 dias, as primeiras coletas foram em intervalos menores de 3 dias e a última coleta após 4 dias. Optou-se por manter este intervalo em decorrência dos custos. Muito embora, tivesse ocorrido sorção nos dias anteriores. O cronograma de coleta, para a primeira campanha, apresentou-se da seguinte forma: o início da coleta se fez no minuto seguinte à adição dos elementos-traço, com o intuito de confirmar as concentrações administradas, a segunda coleta foi realizada no terceiro dia, a terceira coleta no sexto dia e a última coleta no décimo dia, quando as concentrações encontradas nas amostras já estavam próximas ao limite de detecção do ICP-OES.

Na segunda campanha do ensaio, na qual o critério adotado foi manter a planta no tanque por 28 dias, os intervalos entre as coletas foram de 7 dias. O critério para determinação dos intervalos das coletas também é justificado pelos custos envolvidos e para manter os dias das coletas no mesmo dia útil da semana. O cronograma de coleta, para a segunda campanha, apresentou-se da seguinte forma: o início da coleta se fez no minuto seguinte à adição dos elementos-traço, confirmando as concentrações administradas, a segunda coleta foi realizada no sétimo dia, a terceira coleta no décimo quarto dia, a quarta coleta no vigésimo primeiro dia

e a última coleta no vigésimo oitavo dia, quando as concentrações encontradas nas amostras já apresentavam acentuada redução das concentrações.

Algumas análises foram realizadas *in loco*, com a utilização de aparelho portátil, medidor de multiparâmetros da marca Extech, modelo DO700. Durante a rotina de monitoramento foram observados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, temperatura, OD (oxigênio dissolvido) e potencial Redox.

4.6 Avaliação do desempenho da gramínea na sorção dos contaminantes

A sorção dos contaminantes pode ser verificada mediante a avaliação dos resultados das análises laboratoriais das amostras de água. De posse dos resultados, curvas de sorção ao longo do tempo determinaram a eficiência da gramínea para a remoção ou redução de cada contaminante presente na água.

4.7 Análise química da gramínea

Com o intuito de conhecer o destino do elemento-traço removido da água, foram retiradas amostras das raízes, caules e parte aérea das plantas para cada contaminante administrado. Ressalta-se que, o preparo das amostras e a representatividade do material amostrado estão diretamente ligados à qualidade dos resultados obtidos.

As plantas foram lavadas com água deionizada, colocadas em sacos de papel e levadas para a estufa, no qual permaneceram por 72 horas a 65°C, para determinação do teor de umidade. As amostras devidamente secas foram trituradas em moinho Thomas-Wiley modelo 4, para cominuição em pequenas porções representativas (Figura 4.3).



(A)



(B)



(C)

FIGURA 4.3: (A) Plantas na estufa após 72 horas à 65°C, (B) Moinho Thomas-Wiley e (C) amostra triturada no moinho

As porções foram devidamente homogêneas e identificadas. Nesta etapa foi adotada a metodologia de quarteamento das amostras para redução até o peso desejado de 1g do material, conforme Planilha 1 do anexo. Posteriormente, adotou-se a metodologia de abertura das amostras das plantas em digestão ácida, no qual o material foi digerido em uma solução de 50 ml de HNO_3 e 20 ml de H_2O_2 em chapa aquecedora (Figura 4.4). Para certificação dos resultados, a amostragem foi realizada em triplicata. As amostras foram filtradas em membrana Millipore Millex 0,45 μm de porosidade e completadas com água deionizada até obter um volume de 40 ml. As concentrações dos elementos-traço nas amostras também foram determinadas por ICP-OES.

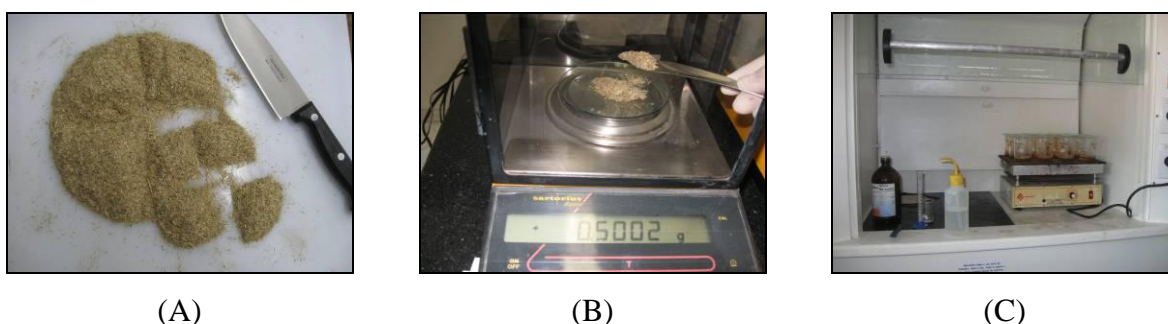


FIGURA 4.4: (A) quarteamento. O cone truncado foi dividido em partes iguais até reduzir a amostra ao peso desejado, (B) balança analítica e, (C) digestão ácida das amostras em chapa aquecedora na capela de exaustão

Para determinação das concentrações dos metais-traço presentes nas plantas, foi necessário o conhecimento da sua composição química natural, tanto das raízes, caules e parte aérea, que serviram como padrão de referência para análise das demais plantas.

As plantas pertencentes ao grupo controle foram analisadas e fazendo-se o uso destes dados, caracterizados como de referência, foi possível verificar a localização dos contaminantes nas demais gramíneas de Vetiver que compunham o experimento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Potencial da gramínea na primeira campanha do ensaio experimental

O Vetiver foi submetido às soluções sintéticas com concentrações médias de 0,07 mgCd/L, 0,3 mgCr/L, 1,07 mgNi/L, 0,3 mgPb/L e 3,6 mgZn/L, mantidos nos tanques experimentais sob a influência dos contaminantes por um período de detenção da água de 10 dias.

A figura 5.1 apresenta os dados de monitoramento realizados *in loco* nos dias das coletas das amostras de água. Nota-se que, houve alterações significativas e positivas no comportamento da gramínea, mesmo com o experimento sendo conduzido em água parada. Após a aplicação dos metais-traço a gramínea desenvolveu seu sistema foliar em 25 cm, para a gramínea submetida ao cádmio, 27 cm na gramínea submetida ao cromo, em 26 cm foi desenvolvido o sistema foliar da gramínea submetida ao chumbo e 24 cm na do zinco, não apresentando nenhuma intolerância as concentrações dos elementos (Figura 5.2).

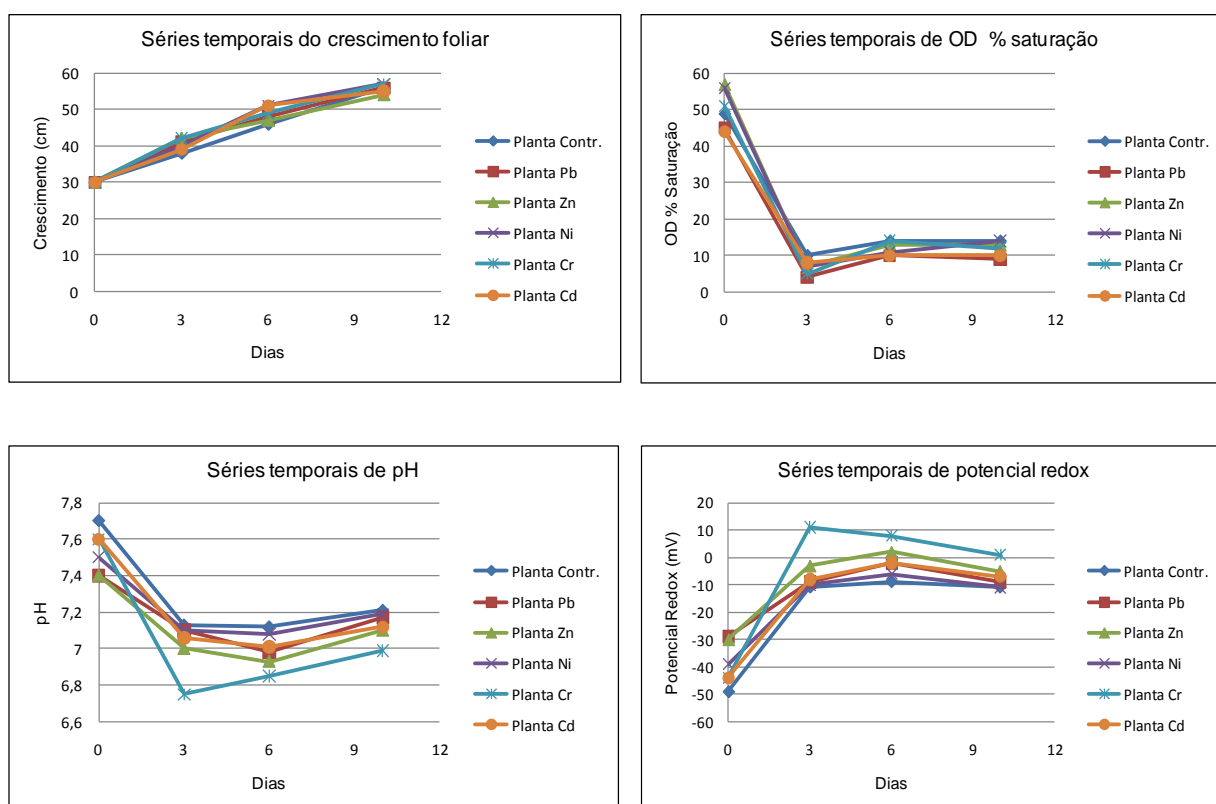


FIGURA 5.1: Rotina de monitoramento realizada *in loco*



(A)



(B)

FIGURA 5.2: Crescimento foliar do Vetiver (A) condição inicial e (B) após 10 dias

O potencial redox pode ser definido como sendo a facilidade com que determinado substrato ganha ou perde elétrons. Valores positivos de redox estão associados à presença de oxigênio no meio. Observa-se que o potencial redox aumentou, gradativamente, de uma condição negativa tendendo à positiva, concordando com os resultados obtidos nas pesquisas com plantas por BRASIL (2005) e MATOS *et al.* (2010), comprovando que há suprimento de O₂ pelas plantas. Fato que corrobora também com os resultados da saturação de OD do 6º ao 10º dia de coleta das amostras. A queda brusca de OD e pH logo no 3º dia se explica pelo motivo da condição inicial da água dos tanques. Colocou-se água limpa nos tanques experimentais e logo em seguida deu-se início ao experimento, com a aplicação dos contaminantes e medição das condições físico-químicas, sem aguardar o período de interação entre água e o meio. Assim, as condições de oxigênio dissolvido, pH e redox estavam nos padrões de potabilidade mantidos pela concessionária de água do Estado. Como a interação da planta com o meio aquático ocorre lentamente, as concentrações iniciais dos parâmetros mencionados encontravam-se nos padrões para potabilidade e, logo em seguida, na próxima coleta, apresentou os valores esperados para aquela situação, em condições de água parada, sob a influência das enzimas produzidas naturalmente pela planta e, ainda, sofrendo a interferência causada pela contaminação. Ao se respeitar este período de interação entre planta e água, não ocorreria queda brusca dos parâmetros físico-químicos e curvas mais sutis comporiam os resultados.

Ressalta-se que as plantas têm a capacidade de captar ar atmosférico pelas folhas e transferi-lo para as raízes, por meio dos aerênquimas. A liberação de oxigênio na zona radicular cria condições de oxidação no meio, que estimula a decomposição aeróbia do material orgânico, estimula ainda, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas (Matos *et al.*, 2010). Sabe-se que os elementos de interesse desse trabalho são contaminantes inorgânicos. No entanto, as plantas são organismos

que se ligam a diversos complexos orgânicos de ocorrência natural. Na fitorremediação o potencial redox é o parâmetro que demonstra a interação da planta com o meio aquático e confirma as medições feitas pela sonda de OD.

Nota-se ainda, nos gráficos de pH, que este parâmetro apresenta-se como um espelho do potencial de oxirredução, comprovando que a oxidação da matéria orgânica causa mudanças no pH, corroborando com MOTA (2000).

5.1.1 Sorção dos contaminantes

A sorção dos contaminantes foi verificada mediante a avaliação dos resultados das análises laboratoriais das amostras de água. De posse dos resultados, curvas de sorção ao longo do tempo apresentaram a eficiência do Vetiver para a remoção ou redução dos metais-traço presentes na água. As Figuras 5.3 a 5.7 apresentam gráficos de séries temporais que ilustram o decaimento das concentrações dos contaminantes. A concentração média do cádmio foi reduzida de 0,07 mgCd/L para concentração abaixo do limite de detecção do ICP-OES <0,02. O elemento cromo foi reduzido da concentração média de 0,3 mgCr/L também para valores <0,02 mg/L no décimo dia. A concentração média do níquel foi reduzida em 77,6%. Em relação à concentração média do chumbo foi observada uma eficiência de remoção de 69,7% e a concentração média do zinco apresentou uma excelente redução de 93,3%, no mesmo período de residência hidráulica, que foi de 10 dias, conforme as tabelas 5.1 a 5.5, que apresentam as concentrações iniciais e finais bem como, a eficiência da planta para cada tanque experimental. As peculiaridades nas concentrações iniciais de cada tanque devem ser ressaltadas e, isso se explica, pela dosagem pouco precisa, em campo, mediante a utilização de proveta.

As planilhas 2 e 3 do anexo apresentam, na íntegra, os resultados das análises das amostras de água, da primeira campanha do ensaio experimental, fornecidos pelo laboratório.

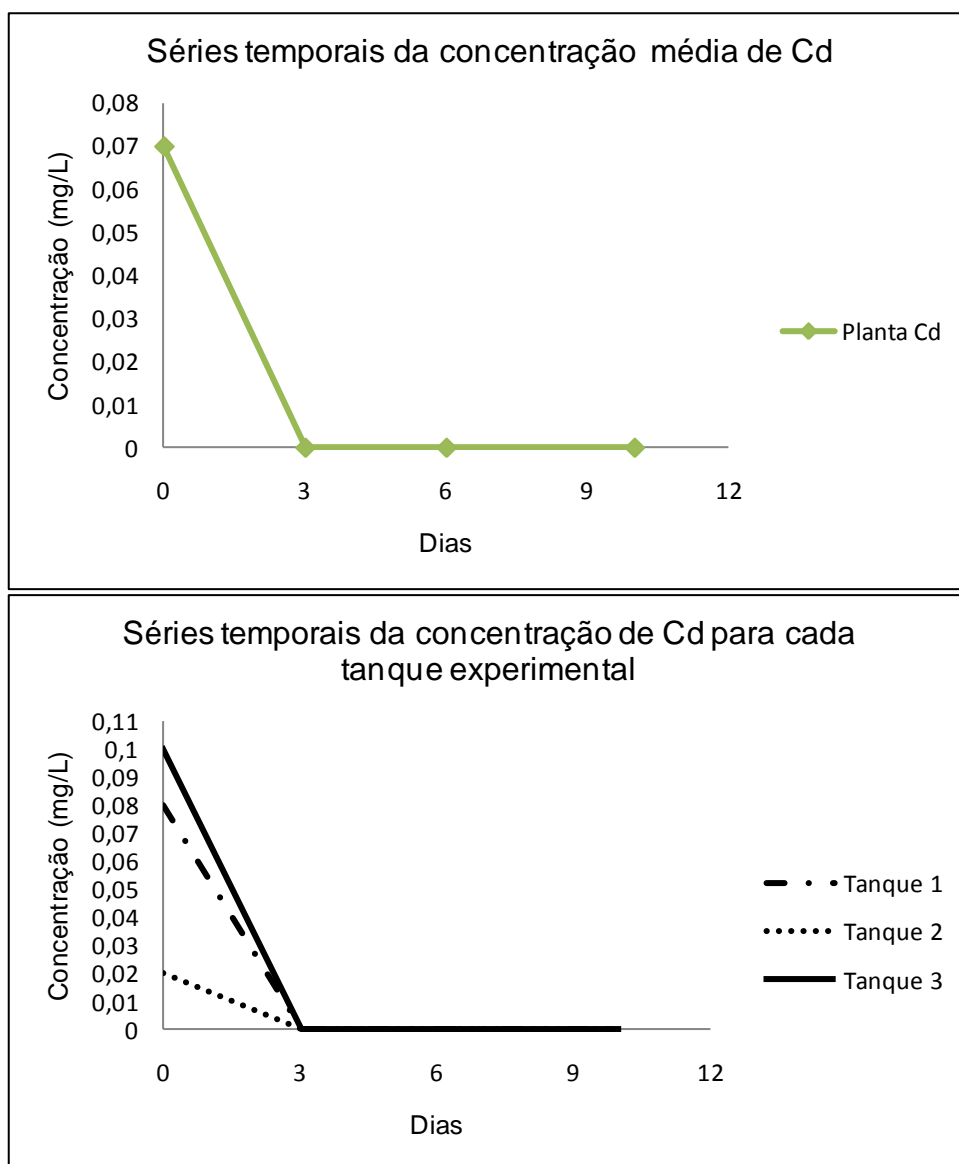


FIGURA 5.3: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cádmio

TABELA 5.1: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cd em cada tanque experimental

Cádmio			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	0,08	<0,02	>75*
2	0,02	<0,02	>99*
3	0,10	<0,02	>80*
Média Aritmética			>71*

*Baseado no valor do limite de detecção do ICP-OES.

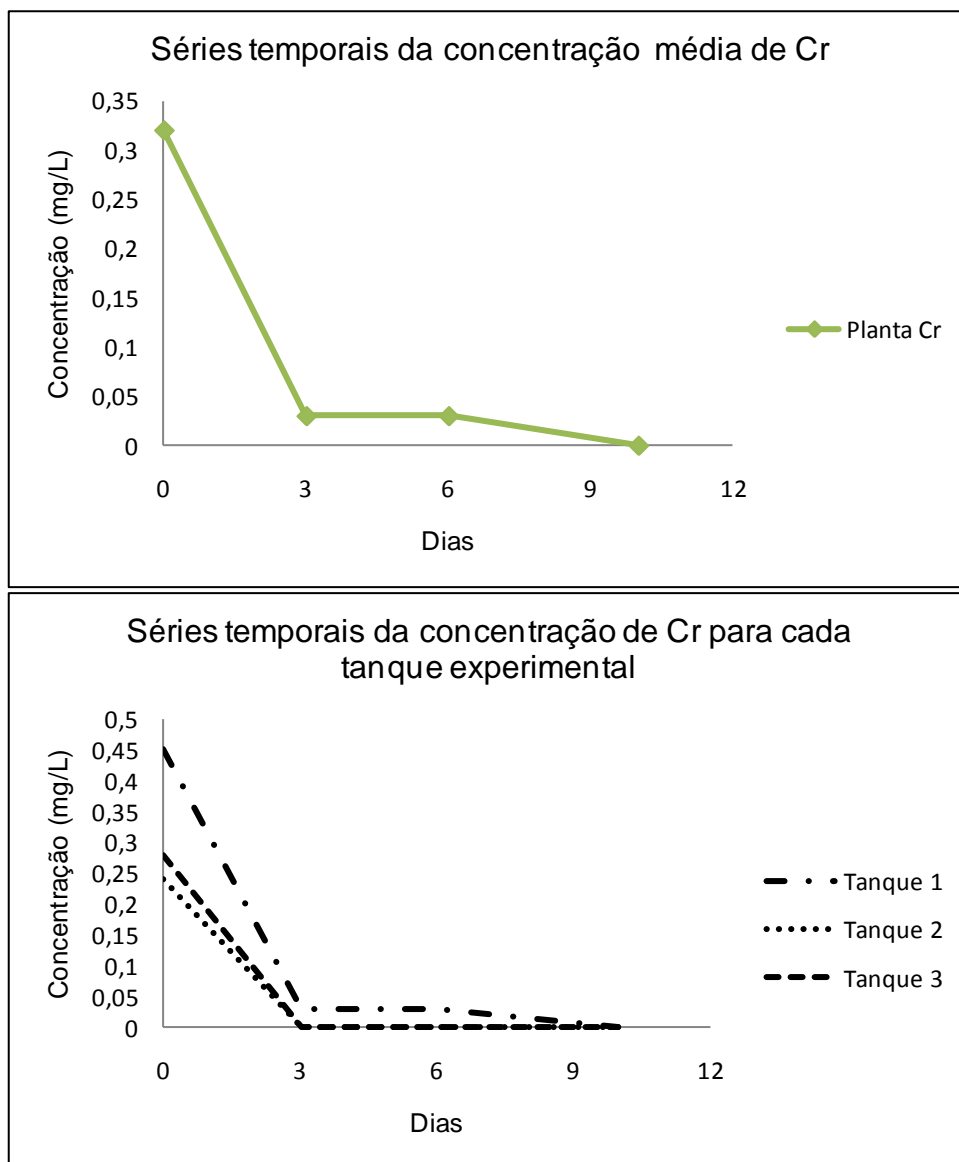


FIGURA 5.4: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cromo

TABELA 5.2: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cr em cada tanque experimental

Cromo			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	0,45	<0,02	>95*
2	0,24	<0,02	>91*
3	0,28	<0,02	>92*
Média Aritmética			>94*

*Baseado no valor do limite de detecção do ICP-OES.

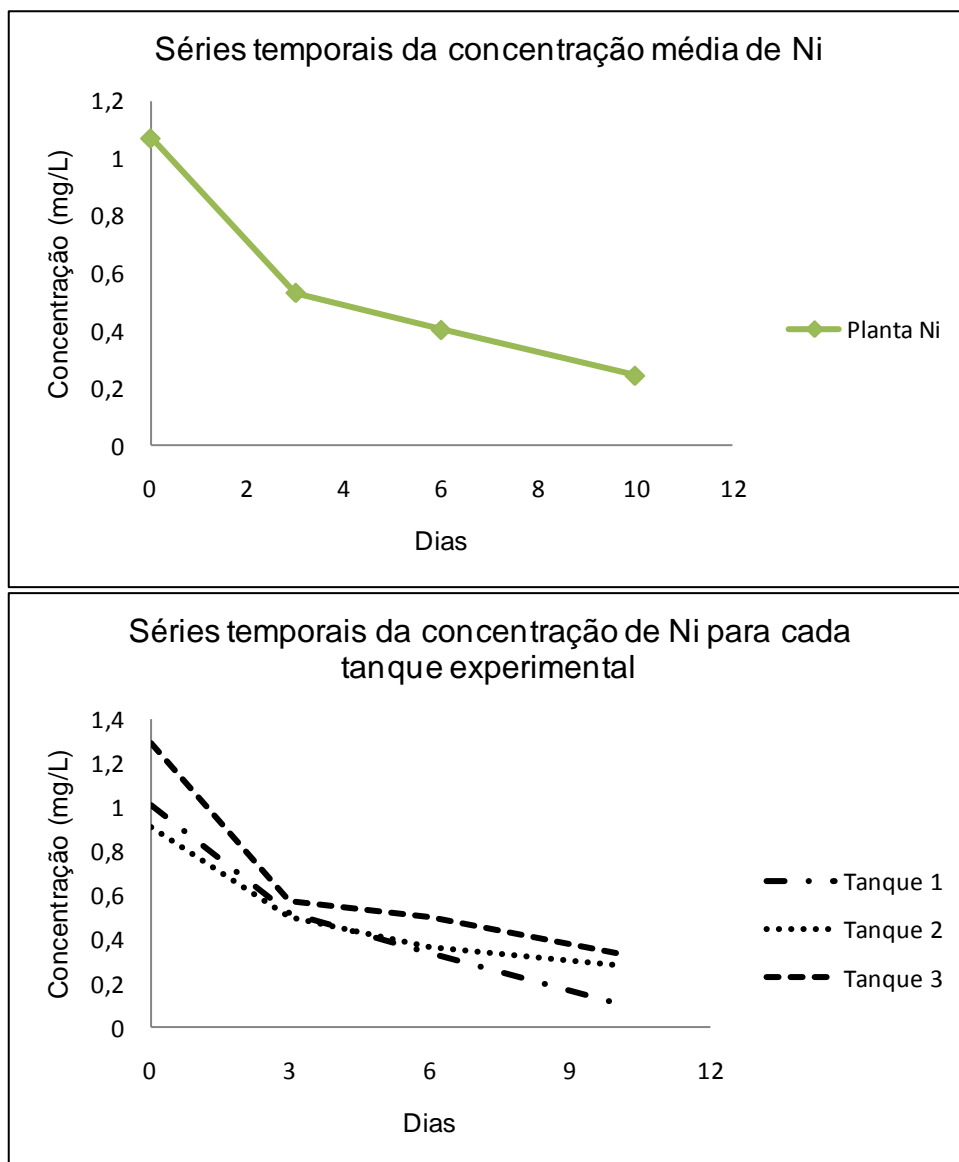


FIGURA 5.5: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento níquel

TABELA 5.3: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Ni em cada tanque experimental

Níquel			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	1,01	0,11	89
2	0,91	0,28	69
3	1,29	0,34	74
Média Aritmética			78

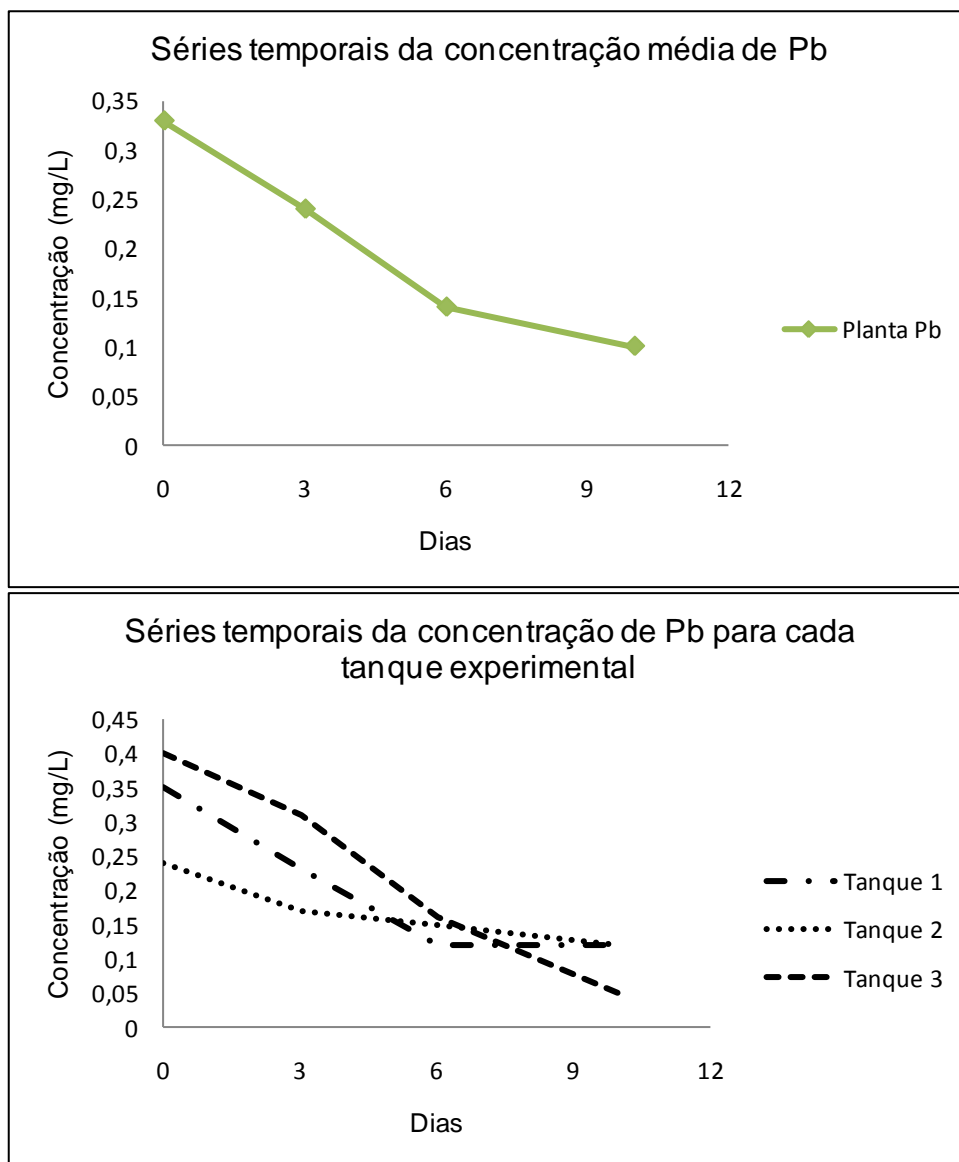


FIGURA 5.6: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento chumbo

TABELA 5.4: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Pb em cada tanque experimental

Chumbo			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	0,35	0,12	66
2	0,24	0,12	50
3	0,40	0,05	88
Média Aritmética			70

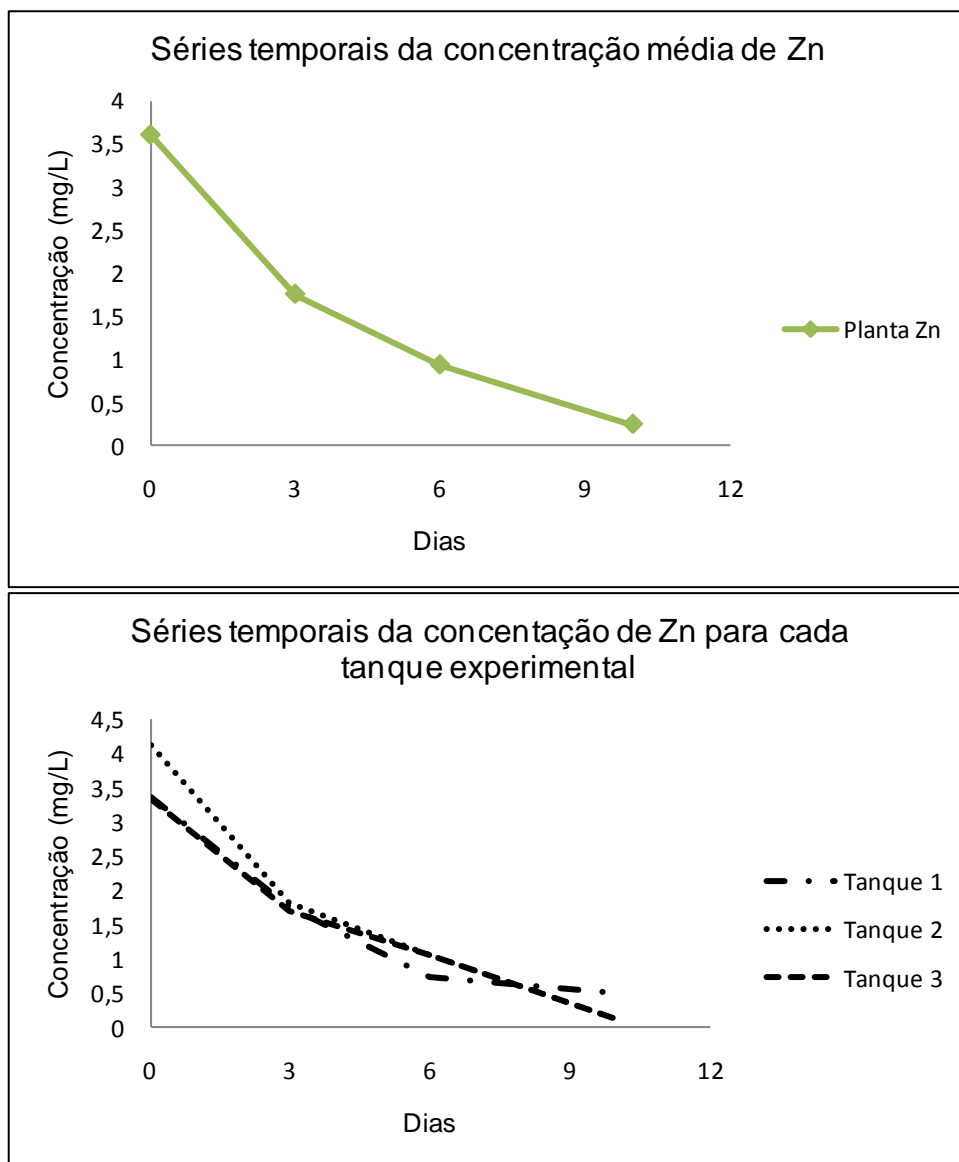


FIGURA 5.7: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento zinco

TABELA 5.5: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Zn em cada tanque experimental

Zinco			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	3,35	0,49	85
2	4,13	0,11	97
3	3,34	0,11	97
Média Aritmética			93

5.2 Potencial da gramínea na segunda campanha do ensaio experimental

O Vetiver foi submetido às soluções sintéticas com concentrações médias de 2,6 mgCd/L, 4,1 mgCr/L, 11,3 mgNi/L, 7,46 mgPb/L e 31,03 mgZn/L, mantidos nos tanques experimentais por um período de retenção hidráulica de 28 dias.

Na segunda campanha do ensaio experimental, como observado, a concentração dos elementos foram, aproximadamente, 10 vezes superiores, com relação à primeira campanha do ensaio experimental, no que se refere aos elementos Cr, Ni e Zn, 20 vezes maior para o elemento Pb e 30 vezes a concentração inicial administrada para o elemento Cd. O critério adotado para obter estas concentrações foi apenas por uma questão prática, para facilitar as dosagens na proveta em campo.

A figura 5.8 apresenta os dados de monitoramento realizados *in loco* nos dias das coletas das amostras de água. Nota-se, também, nesta segunda campanha, que de modo geral, houve alterações significativas e positivas no comportamento da gramínea, mesmo com o experimento sendo conduzido em elevadas concentrações. Após a aplicação dos metais-traço a gramínea desenvolveu seu sistema foliar em 32 cm, para a gramínea submetida ao cádmio, 35 cm na gramínea submetida ao cromo, em 32 cm foi desenvolvido o sistema foliar da gramínea submetida ao chumbo e 32 cm na do zinco, não apresentando intolerância as concentrações dos elementos (Figura 5.9).

Nesta segunda campanha do ensaio, houve também suprimento de O₂ pelas plantas, apresentado claramente pelo gráfico de séries temporais de OD. No entanto, no gráfico de potencial redox a partir do 14º dia as condições redox tenderam a valores negativos nos tanques das plantas submetidas ao Cd, Ni e Pb. Este comportamento não atende ao esperado, visto que, o ideal seria um comportamento cada vez mais positivo. Estes resultados podem ter ocorrido, nas duas últimas medidas, decorrente do afastamento da sonda potenciométrica das raízes das plantas, indicando a necessidade de delimitação da área para introdução da sonda, que poderia ser feita através de tubos perfurados afixados próximos das raízes.

Observa-se ainda que, os gráficos de pH apresentam-se como um espelho do potencial de oxirredução, comprovando que a oxidação da matéria orgânica causa mudanças no pH, corroborando com MOTA (2000). Ressalta-se que no aparelho medidor de multiparâmetros a

sonda que faz a leitura de pH é a mesma que faz a leitura de redox, mudando apenas a função no menu do aparelho. Nesta situação, a sonda manteve-se no mesmo ponto de amostragem, ou seja, os resultados representam a mesma alíquota de água. Por isso é apresentado graficamente o espelho dos resultados não esperados pelo potencial redox.

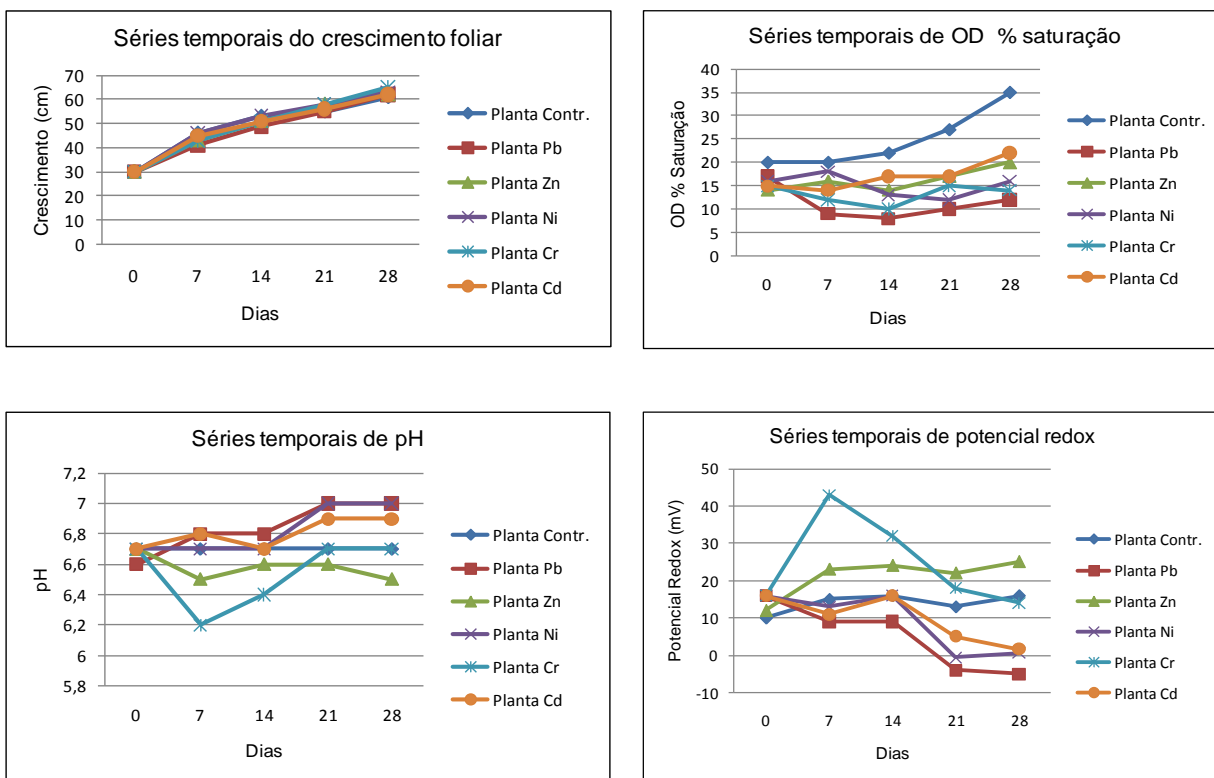


FIGURA 5.8: Rotina de monitoramento realizada *in loco*



(A)



(B)

FIGURA 5.9: Crescimento foliar do Vetiver (A) condição inicial e (B) após 28 dias

5.2.1 Sorção dos contaminantes

De posse dos resultados laboratoriais identificou-se a sorção dos contaminantes e, os gráficos de séries temporais apresentam a eficiência do Vetiver para a remoção ou redução dos metais-traço presentes na água. As Figuras 5.10 a 5.14 apresentam os gráficos que ilustram o decaimento das concentrações dos contaminantes. Observa-se que a concentração média do cádmio reduziu de uma concentração inicial de 2,6 mgCd/L para <0,02 mgCd/L, apresentando eficiência de remoção >99% em 28 dias. A eficiência de remoção de cromo, presente na água, foi maior que 99%, saiu da concentração inicial 4,1 mgCr/L e em seguida apresentou concentração abaixo do limite de detecção do aparelho. A concentração média inicial administrada para o níquel foi de 11,3 mgNi/L, reduzindo em 89,55%, sendo apresentado no 28º dia a concentração de 1,18 mgNi/L na média aritmética dos três tanques. Em relação ao elemento chumbo, a eficiência de remoção apresentada pela tecnologia foi de 97,6%, no qual sua concentração após 28 dias alcançou o valor de 0,18 mgPb/L em média. E finalmente, a concentração do zinco foi reduzida em 63,1%, conforme as tabelas 5.6 a 5.10, que apresentam as concentrações iniciais e finais bem como, a eficiência da planta para cada tanque experimental. As peculiaridades nas concentrações iniciais de cada tanque se explicam, também, pela dosagem pouco precisa, em campo, fazendo-se o uso de proveta.

As planilhas 4 a 7 do anexo apresentam, na íntegra, os resultados das análises das amostras de água, da segunda campanha do ensaio experimental, fornecidos pelo laboratório.

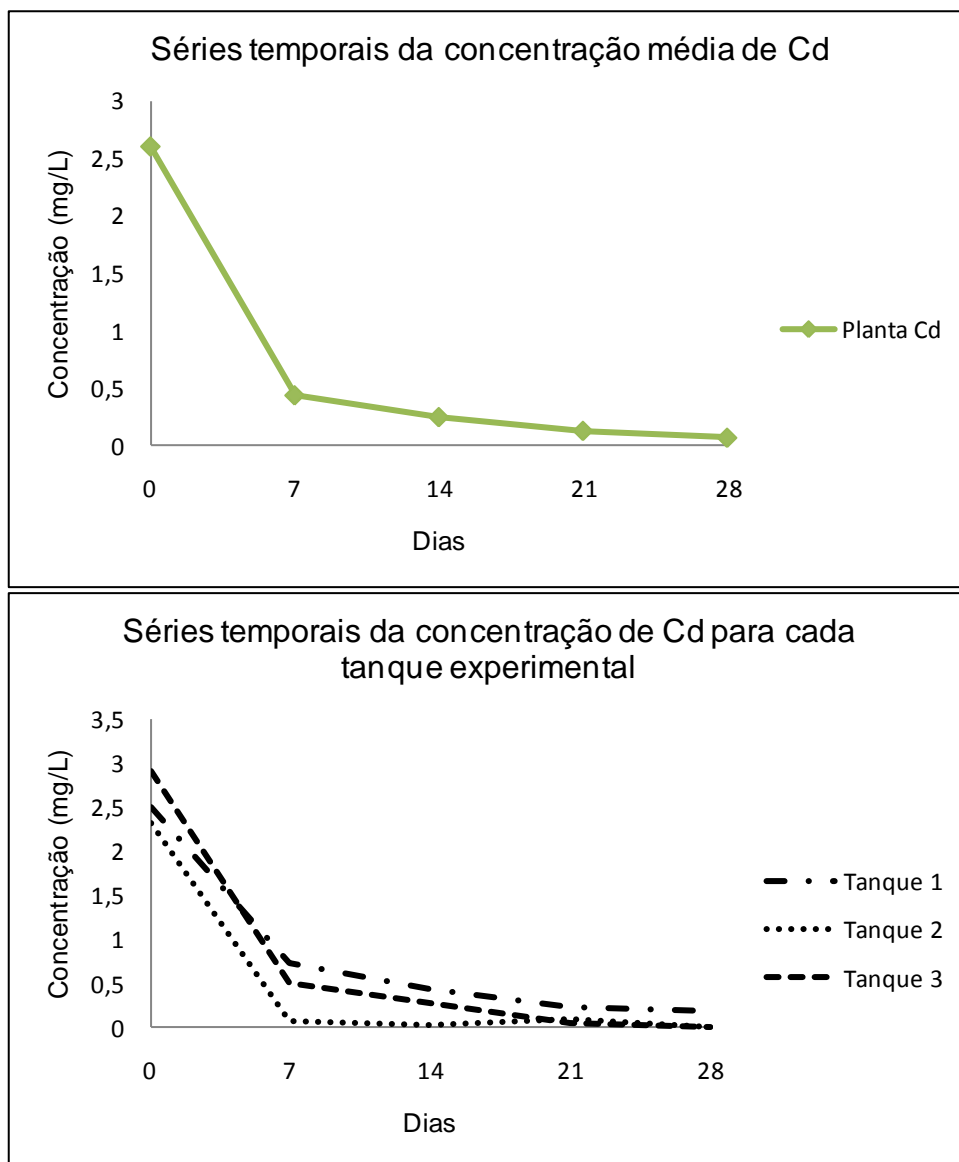


FIGURA 5.10: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cádmio

TABELA 5.6: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cd em cada tanque experimental

Cádmio			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	2,50	0,17	93
2	2,31	<0,02	>99*
3	2,91	<0,02	>99*
Média Aritmética			>99*

*Baseado no valor do limite de detecção do ICP-OES.

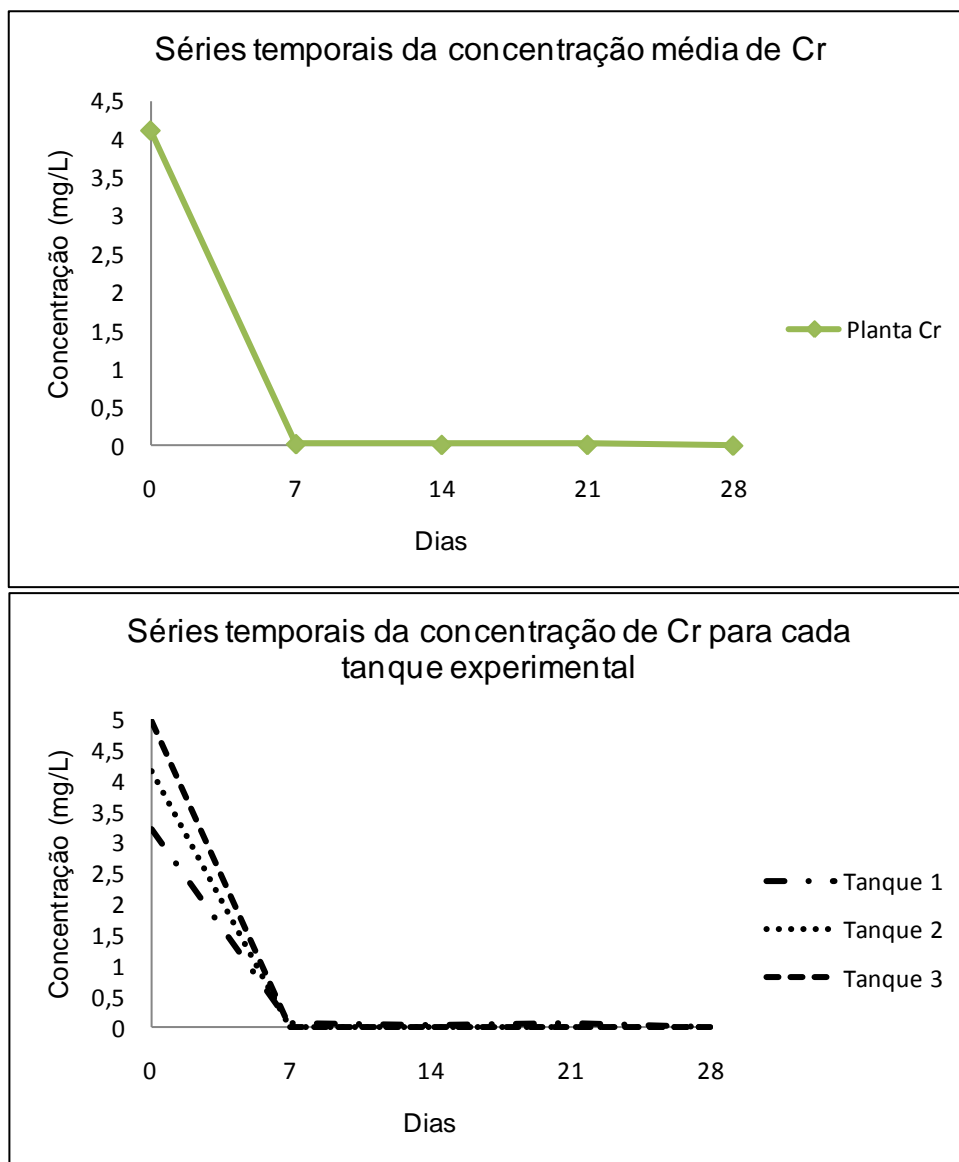


FIGURA 5.11: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento cromo

TABELA 5.7: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Cr em cada tanque experimental

Cromo			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	3,22	<0,02	>99*
2	4,15	<0,02	>99*
3	4,98	<0,02	>99*
Média Aritmética			>99*

*Baseado no valor do limite de detecção do ICP-OES.

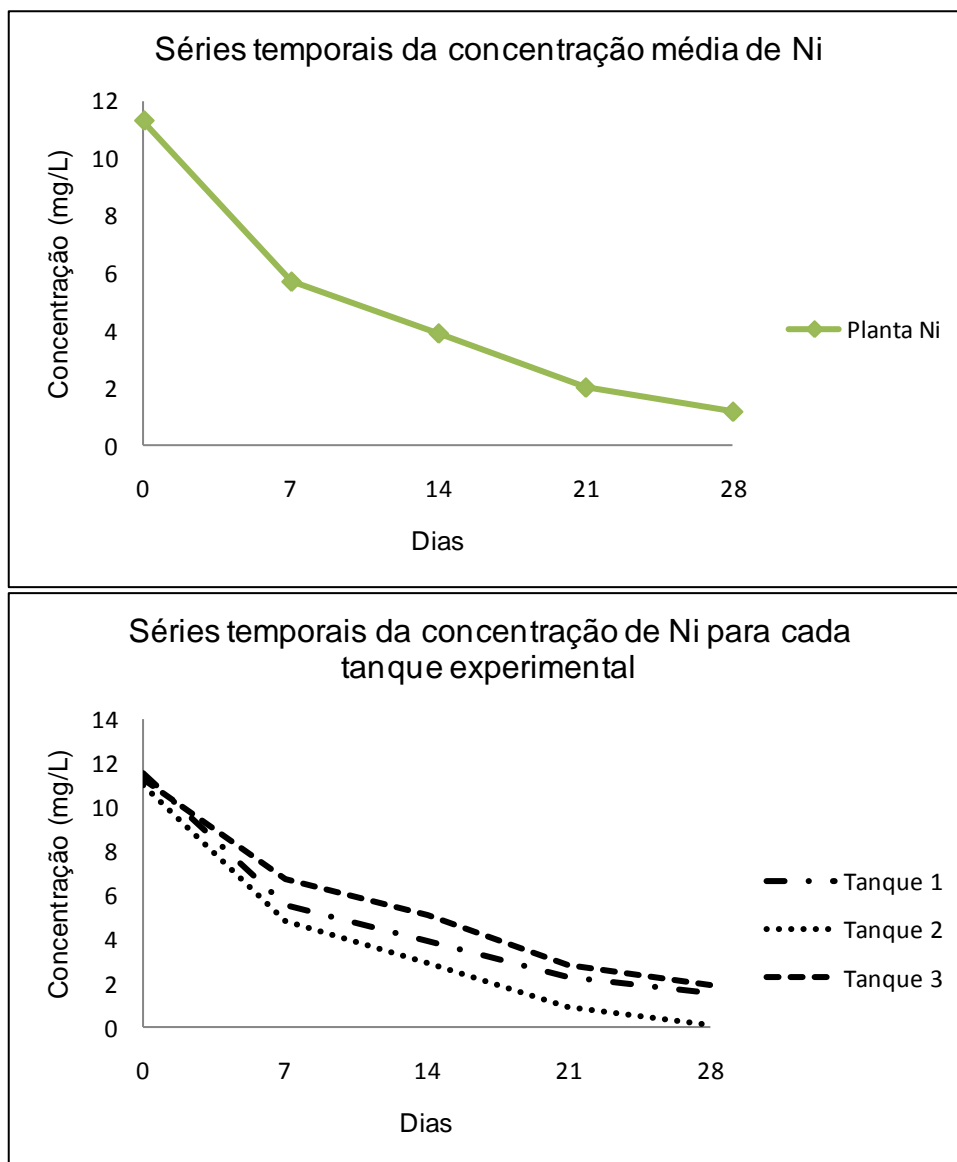


FIGURA 5.12: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento níquel

TABELA 5.8: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Ni em cada tanque experimental

Níquel			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	11,52	1,58	86
2	11,01	0,11	99
3	11,24	1,86	83
Média Aritmética			90

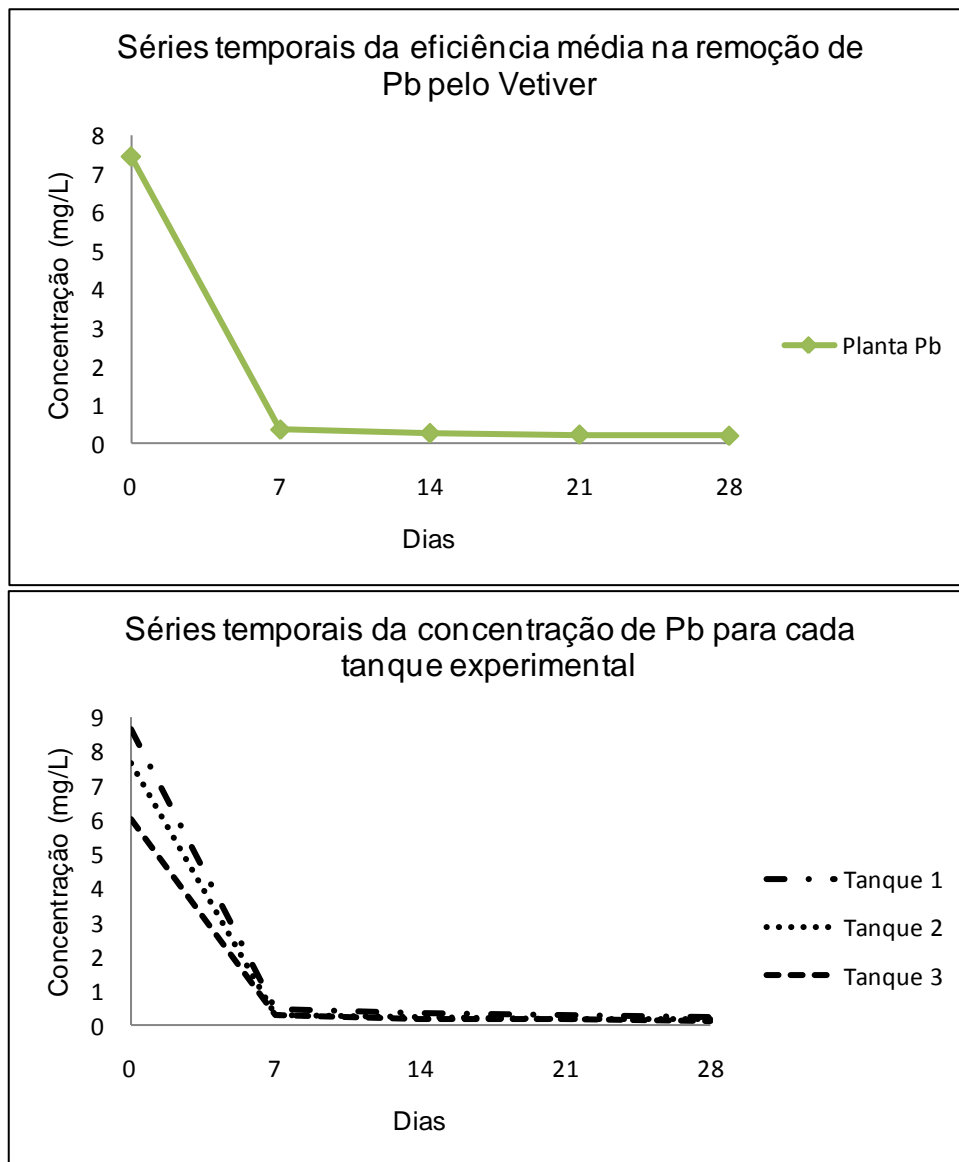


FIGURA 5.13: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento chumbo

TABELA 5.9: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Pb em cada tanque experimental

Chumbo			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	8,67	0,25	97
2	7,68	0,18	98
3	6,02	0,12	98
Média Aritmética			98

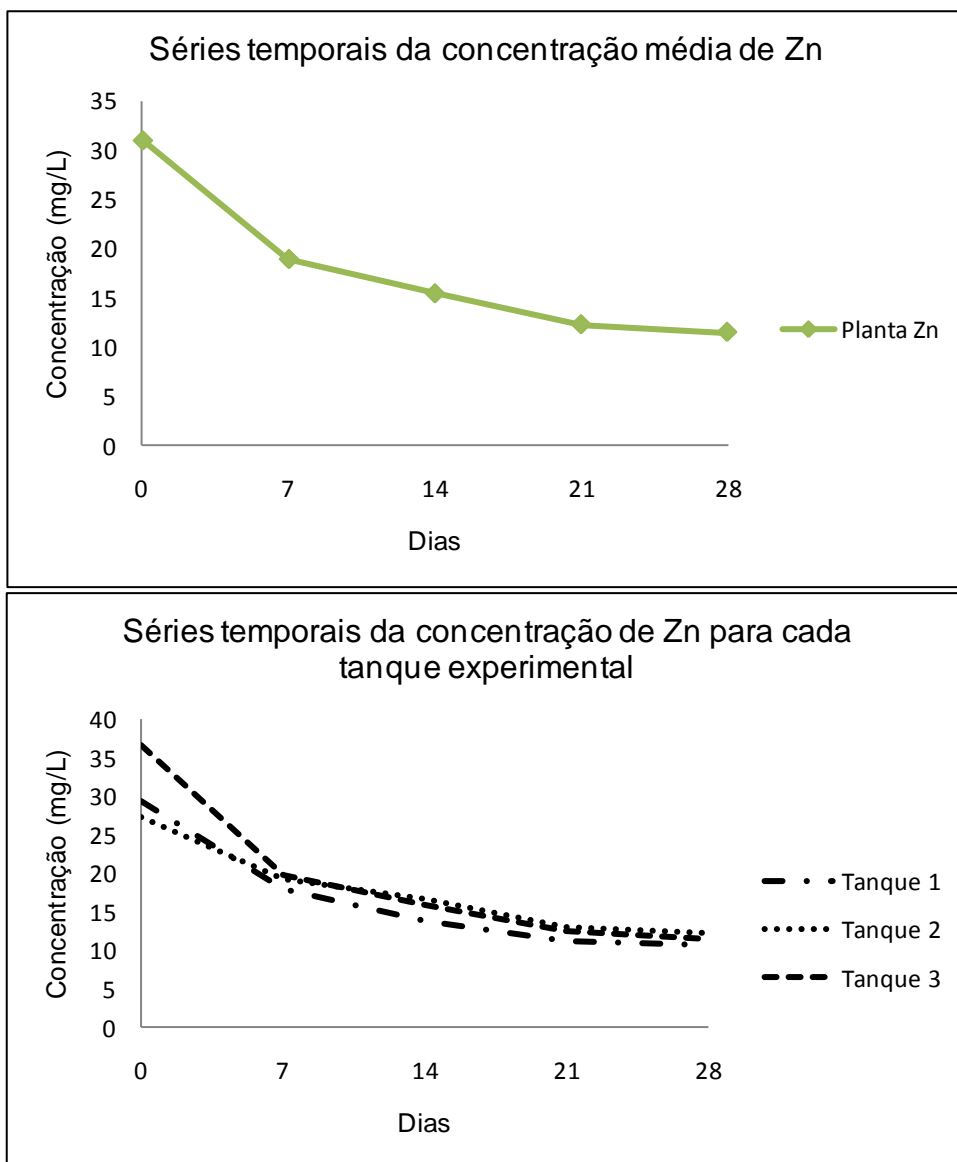


FIGURA 5.14: Remoção média e remoção individual apresentadas pelos tanques para o elemento zinco

TABELA 5.10: Concentrações iniciais e finais que determinam a eficiência na remoção de Zn em cada tanque experimental

Zinco			
Tanque	Concentração Inicial (mg/L)	Concentração Final (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
1	29,24	10,76	63
2	27,27	12,16	55
3	36,59	11,43	69
Média Aritmética			63

5.3 Teor de umidade da gramínea

Para determinação do teor de umidade do capim Vetiver, a planta foi fragmentada por estruturas vegetais (raiz, caule e folhas), pesada para o conhecimento da sua massa fresca e, posteriormente disposta em estufa convencional a 65°C por 72 horas para o conhecimento da sua massa seca final. O teor de umidade foi determinado em base úmida.

Como resultado observou-se que, o capim Vetiver apresentou maior umidade nas raízes, no qual mais de 70% da sua massa é composta por água. Das estruturas vegetais observadas, as folhas apresentaram menor teor de umidade. Em uma avaliação geral, o teor de umidade na planta apresentou-se da seguinte forma: 79,68% de umidade encontrada na planta submetida à contaminação por Cd, 78,45% de umidade a planta submetida ao Cr, foi encontrado 80,74% de umidade na planta submetida ao Ni, 77,45% a do Pb, 71,21% a do Zn e a planta do grupo controle apresentou-se com 76,76% de umidade.

A TAB. 5.11 apresenta, com mais detalhes, os resultados obtidos.

TABELA 5.11: Teor de umidade na gramínea de Vetiver

Teor de umidade do Vetiver					
Metais-traço	Parte	Massa-fresca/g	Massa-seca/g	Teor de umidade (%)	Teor de umidade na planta (%)
Cd	folha	94,10	27,19	71,11	79,68
	caule	970,40	184,83	80,95	
	raiz	1509,10	310,86	79,40	
Cr	folha	95,70	24,52	74,38	78,45
	caule	1101,20	281,65	74,42	
	raiz	1492,20	273,39	81,68	
Ni	folha	138,02	38,59	72,04	80,74
	caule	873,90	193,30	77,88	
	raiz	2502,40	445,04	82,22	
Pb	folha	121,60	29,93	75,39	77,45
	caule	655,80	158,70	75,80	
	raiz	1379,20	297,77	78,41	
Zn	folha	119,60	35,64	70,20	71,21
	caule	1113,80	395,53	64,49	
	raiz	1292,00	295,93	77,10	
Controle	folha	76,20	24,40	67,98	76,76
	caule	1115,00	227,35	79,61	
	raiz	1023,60	263,04	74,30	

5.4 Análise química da gramínea

Com o intuito de conhecer o destino do elemento-traço removido da água, foram retiradas amostras das raízes, caules e parte aérea da planta, para cada contaminante administrado e quantificado as concentrações dos elementos. Como resultado foi possível observar a predominância, para todos os contaminantes administrados, de maior concentração dos elementos nas raízes. A baixa capacidade de translocação dos elementos pode ser explicada pelo curto período de tempo da fase experimental.

Os itens a seguir apresentam graficamente as concentrações dos metais-traço encontradas nas estruturas vegetais do Vetiver. Estes itens foram separados em dois grupos, a dos metais-traço que são tóxicos aos organismos em qualquer concentração e o grupo dos metais-traço essenciais ao desenvolvimento dos organismos, que são encontrados naturalmente nas plantas. No entanto, os elementos deste grupo, quando em elevadas concentrações, são também considerados tóxicos.

5.4.1 Concentrações de Cd, Ni e Pb

Os resultados apresentados referem-se à massa do contaminante detectada em 1 grama de massa seca de cada estrutura vegetal da planta. Como resultado, observa-se que o elemento-traço Cd foi encontrado em maior quantidade nas raízes (0,348 mg), o caule apresentou 0,007 mg e as folhas não apresentaram o elemento (Figura 5.15).

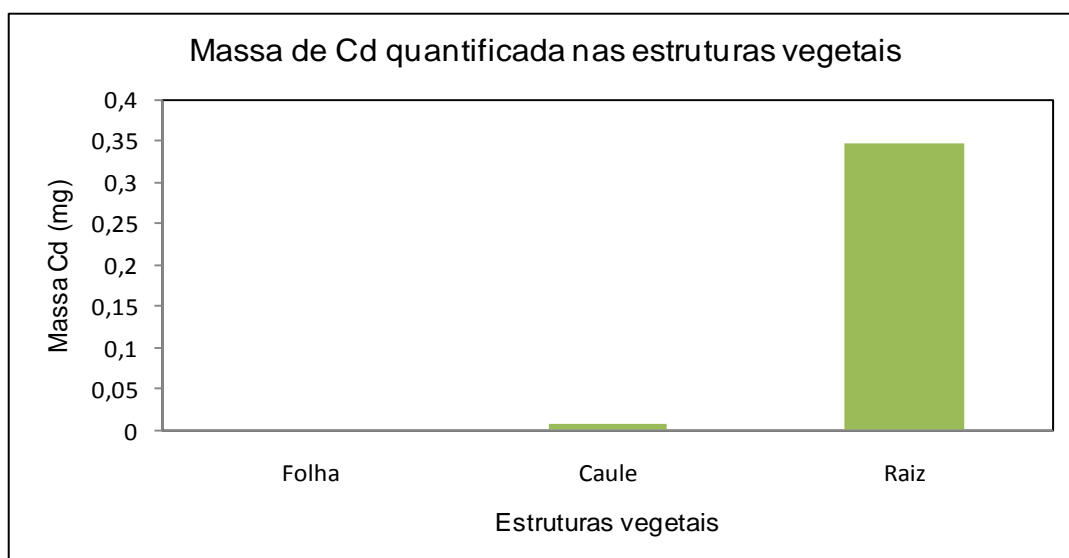


FIGURA 5.15: Massa de Cd detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver

Para a gramínea submetida ao Ni as massas detectadas foram 0,534 mg nas raízes, 0,043 mg no caule e 0,013 mg nas folhas (Figura 5.16).

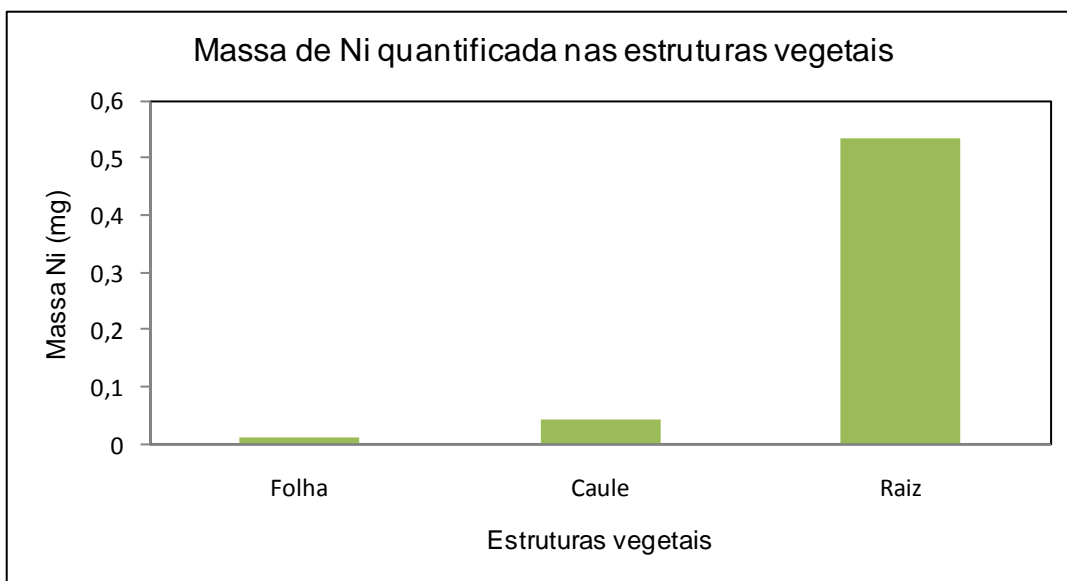


FIGURA 5.16: Massa de Ni detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver

No Vetiver submetido ao Pb foram detectadas as seguintes massas do contaminante: 1,219 mg nas raízes, 0,032 mg no caule e 0,005 mg nas folhas (Figura 5.17).

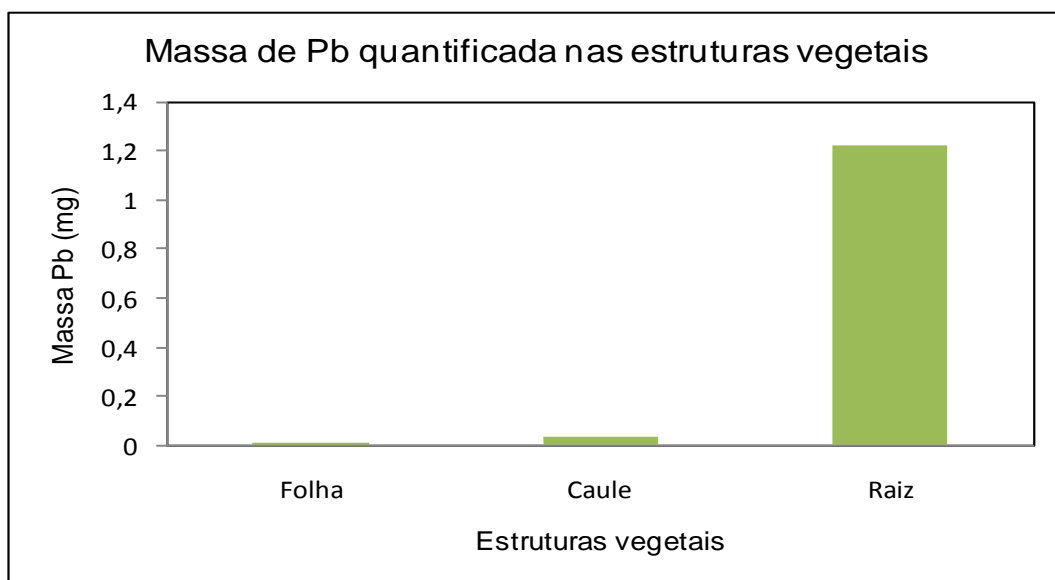


FIGURA 5.17: Massa de Pb detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver

5.4.2 Concentrações de Cr e Zn

Os elementos-traço cromo e zinco são encontrados naturalmente nas plantas em baixas concentrações. Os resultados apresentados referem-se à massa do contaminante detectada em 1 grama de massa seca de cada estrutura vegetal da planta. No Vetiver foram detectadas, naturalmente, as massas de Cr (0,013 mg em 1g de raiz seca, 0,002 mg em 1g de massa seca do caule e 0,002 mg em 1g de massa seca de folhas). Foram detectadas também massas do elemento Zn (0,088 mg nas raízes, 0,024 mg no caule e 0,059 mg em 1g de massa seca de folhas).

Com a contaminação proposital das plantas, mediante a administração da carga poluidora, o Vetiver apresentou, no final do experimento, as seguintes massas de cromo: 0,562 mg em 1g de massa seca de raiz, 0,007 mg em 1g de massa seca de caule e 0,003 mg em 1g de massa seca de folhas (Figura 5.18). Para o zinco, o Vetiver apresentou as seguintes massas, em 1g de massa seca de planta: 3,397 mg nas raízes, 0,284 mg no caule e 0,127 mg nas folhas (Figura 5.19). Os gráficos foram plotados em escala logarítmica para facilitar a visualização.

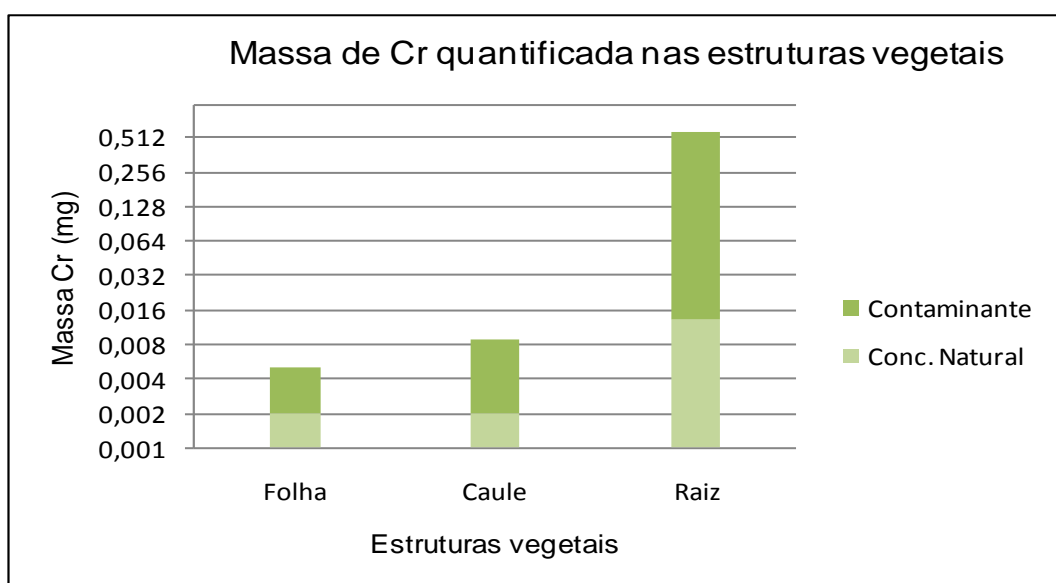


FIGURA 5.18: Massa de Cr detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver

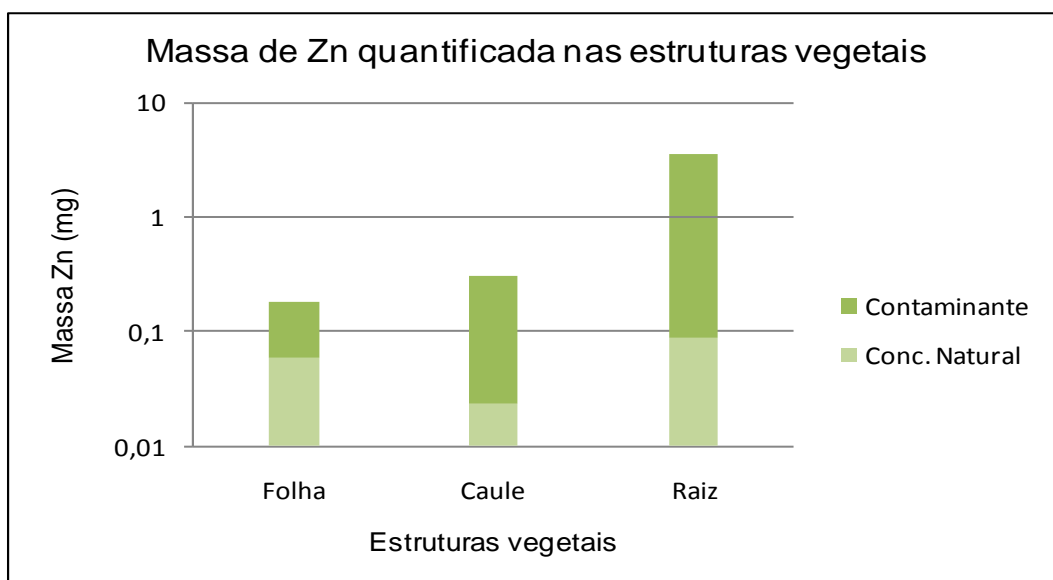


FIGURA 5.19: Massa de Zn detectada em 1g de planta seca, para cada estrutura vegetal do Vetiver

Os resultados demonstram a capacidade da planta em fitoextrair os metais-traço do ambiente contaminado. Observa-se que os elementos foram capturados pelas raízes e translocados parcialmente para os caules e folhas, onde foram armazenados. A translocação no tecido vegetal ocorre lentamente, o que explica as baixas concentrações dos elementos Cd, Cr, Ni, Pb e Zn quantificadas nas folhas, visto que, o período experimental foi curto.

O destino do material vegetal produzido dependerá da possibilidade ou não de seu aproveitamento. Algumas pesquisas apontam a possibilidade de recuperar os elementos-traço armazenados em espécies vegetais. Nesta realidade, torna-se conveniente testar e, avaliar o custo-benefício da tecnologia, para o uso no Vetiver. Outras possibilidades de gestão das plantas contaminadas podem ser adotadas, tais como, disposição em aterro industrial, incineração ou co-processamento em indústrias cimenteiras, considerando o grau de toxicidade na planta e seu potencial poluidor.

Caso a translocação dos elementos ocorra, para as folhas, de forma mais pronunciada, o manejo do material vegetal tende a ser facilitado. Neste caso, deve-se adotar um plano de exportação mecânica da parte aérea, ou seja, com uma simples poda das folhas torna-se possível remover, em parte, o contaminante do local remediado.

A planilha 8 do anexo apresenta na íntegra, os resultados laboratoriais.

5.5 Balanço de massa

Ao empregar os resultados referentes à massa seca da gramínea e sua composição química, foi possível apresentar os resultados analíticos do balanço de massa. A TAB. 5.12 apresenta as massas dos elementos Cd, Cr, Ni, Pb e Zn que mantiveram-se armazenadas nas estruturas vegetais do Vetiver. Observa-se que não foi detectada a presença do elemento cádmio nas folhas da planta submetida a essa contaminação. E, de modo geral, conforme já observado, a maior parte da massa dos elementos mantiveram-se armazenadas nas raízes, com lenta, porém visível, translocação para os caules e folhas.

TABELA 5.12: Massa de metais-traço armazenada nas estruturas vegetais do Vetiver

Massa de elemento-traço armazenada no Vetiver				
Elemento-traço	Estruturas vegetais	Massa quantificada em 1g de planta (mg)	Massa seca da planta (g)	Total de massa na estrutura (mg)
Cd	Folha	0	27,19	0
	Caule	0,007	184,83	1,29
	Raiz	0,348	310,86	108,18
Cr	Folha	0,003	24,52	0,074
	Caule	0,007	281,65	1,97
	Raiz	0,562	273,39	153,65
Ni	Folha	0,013	38,59	0,502
	Caule	0,043	193,30	8,31
	Raiz	0,534	445,04	237,65
Pb	Folha	0,005	29,93	0,150
	Caule	0,032	158,70	5,08
	Raiz	1,219	297,77	362,98
Zn	Folha	0,127	35,64	4,526
	Caule	0,284	395,53	112,33
	Raiz	3,397	295,93	1.005,27

A TAB. 5.13 apresenta o balanço de massa do experimento. Como resultado, observa-se que o Vetiver, a partir do mecanismo de fitoextração, capturou e armazenou os elementos-traço nos seus tecidos vegetais. A planta submetida à contaminação pelo elemento cádmio, recebeu a massa de 130 mgCd no tanque e armazenou em suas estruturas vegetais 109,47 mgCd ou 84,2% da massa inicial do elemento. Foi ainda, quantificada neste tanque, a presença da sobra de massa de 3 mg do elemento. Houve uma diferença de 17,53 mgCd, que correspondem a 13% da massa inicial do tanque, no qual permaneceram, de alguma forma, no sistema. As diferenças encontradas podem estar relacionadas à representatividade das amostras das estruturas vegetais, visto que foram utilizadas amostras de um grama de massa seca. Outras

justificativas podem estar associadas à possível adsorção nas paredes do tanque, seringas, tubos falcon e membranas filtrantes e, partes podem ter ficado armazenadas no bulbo da planta, estrutura que apresentou peculiaridades, não tornando possível sua cominuição completa. As hipóteses que explicam as diferenças no balanço de massa são as mesmas para os elementos cromo e níquel.

Em relação ao cromo, foi aplicado no tanque a massa de 205 mgCr e a planta armazenou 155,69 mgCr ou 75,9% da massa inicial do elemento, a diferença quantificada para o Cr corresponde a 23% da massa inicial. O tanque submetido à contaminação por níquel recebeu a massa de 565 mgNi e a planta armazenou 246,46 mgNi ou 43,6% da massa inicial do elemento, o percentual da diferença corresponde a 45% da massa inicial.

Peculiaridades foram apresentadas nos tanques contaminados pelos elementos chumbo e zinco, no qual as diferenças foram positivas, ou seja, apareceram massas dos elementos no balanço. O tanque contaminado pelo elemento chumbo recebeu massa de 372,50 mgPb e foi quantificado, na planta, a massa de 368,21 mgPb, com sobra no tanque de 9 mgPb. A diferença quantificada foi de 4,71 mgPb, correspondente a 1% da massa inicial do experimento. Infere-se que a diferença no balanço de massa está relacionada ao material particulado expelido pelos caminhões e partículas de poeira, no local da implantação do experimento. Em relação ao zinco, a massa inicial do tanque era de 1.551,50 mgZn e foi quantificada na planta a presença de 1.122,13 mgZn, com sobra de massa no tanque de 572,50 mgZn. A diferença apresentada foi de 143,13 mgZn, equivalente a 9% da massa inicial. Neste caso, a diferença em massa de zinco refere-se à composição natural da planta, visto que, a planta adotada como referência do experimento detinha a presença de 30,05 mgZn naturalmente e, a planta apresentava massa total de 515g. Neste caso, devido às peculiaridades de cada indivíduo, supõe-se que a planta contaminada pelo elemento já apresentava maior massa natural do mesmo.

TABELA 5.13: Balanço de massa do experimento

Balanço de massa					
Elemento-traço	Massa inicial no tanque (mg)	Massa na planta (mg)	Sobra de massa no tanque (mg)	Diferença (mg)	Percentual da diferença
Cd	130	109,47	3	17,53	13%
Cr	205	155,69	0,5	48,81	23%
Ni	565	246,46	59	259,54	45%
Pb	372,50	368,21	9	4,71*	1%*
Zn	1.551,50	1.122,13	572,5	143,13*	9%*

* Refere-se ao aparecimento de massa no balanço.

6 CONCLUSÕES

É grande a diversidade de espécies de plantas que apresentam potencial uso na fitorremediação e, pode-se dizer também, que em proporções equivalentes são as limitações apresentadas por cada espécie. Quando se inicia a seleção de espécies para uso em programas de fitorremediação, é necessário o conhecimento das características fisiológicas e morfológicas das plantas, bem como, o conhecimento físico-químico do ambiente a ser remediado.

As características preponderantes da espécie pesquisada, neste trabalho, devem ser ressaltadas. A gramínea apresenta notável dimensão do sistema radicular, elevada produtividade de biomassa, se comparada a outras espécies e tolerância a condições adversas. Outro aspecto interessante e importante é o fato da espécie pesquisada só se reproduzir por meio de mudas, característica imprescindível quando se insere uma espécie exótica no bioma a ser remediado.

Os resultados obtidos permitiram concluir que:

- ✓ A espécie *Vetiveria zizanioides* não é classificada como macrófita aquática, no entanto, pode ser introduzida nos ambientes aquáticos, desde que plantada em uma estrutura projetada para a mesma flutuar.
- ✓ A gramínea apresentou eficiência na sorção dos metais-traço de interesse da pesquisa, nas concentrações administradas e, não apresentou intolerância aos elementos.
- ✓ O Vetiver não apresentou nenhuma manifestação de anormalidade por ser cultivado em hidroponia.
- ✓ Na composição química da gramínea, a estrutura vegetal que apresentou maior presença dos metais-traço foram as raízes. No entanto, os resultados devem ser aceitos com reservas devido ao curto período experimental.
- ✓ A translocação dos elementos para a parte aérea da gramínea apresentou-se limitada, provavelmente devido ao curto período de tempo do experimento.
- ✓ O Vetiver é uma espécie promissora para os programas de fitorremediação, podendo ser aplicado como polimento no tratamento de efluentes e desta forma maximizar a eficiência do processo, para as concentrações pesquisadas.

7 RECOMENDAÇÕES

- A maioria das pesquisas são, de modo geral, conduzidas em laboratórios, sob condições controladas e por curtos períodos de tempo. É necessário desenvolver pesquisas mais extensas em escala real, nas condições de campo, por longos períodos de tempo.
- Realizar um experimento com testes de lixiviação das raízes decompostas, para verificar o potencial de contaminação da planta, caso a espécie morra no local remediado.
- Realizar um experimento com a mesma concentração inicial para todos os elementos e investigar, através do teste de Kruskal-Wallis, para qual elemento o Vetiver apresenta maior eficiência de remoção.
- Verificar as concentrações absorvidas e adsorvidas, separadamente.
- Aplicar diferentes concentrações de contaminantes até a que planta atinja seu limite de sorção.
- Explorar a tolerância da planta, com o maior número possível de elementos-traço em uma única solução.
- Para a digestão ácida, preparar amostras com maior representatividade.
- Desenvolver uma técnica para cominuição total da planta, no final do experimento.
- Delimitar a área de emissão da sonda potenciométrica.
- Isolar a área, com o intuito das plantas não receberem material particulado ou qualquer influência exterior, no caso de ambientes controlados.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. *Contaminação química e biorremediação do solo*. In: *Tópicos em Ciência do Solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.1, 2000.
- ALVES, E.; CARDOSO, L.R.; SCAVRONI, J.; FERREIRA, L.C.; BOARO, C.S.F.; CATANEO, A.C. *Avaliações biológicas e bioquímicas de plantas de aguapé (Eichhornia crassipes) cultivadas com níveis excessivos de nutrientes*. Planta Daninha: Viçosa- MG. v.21, p.27-35, 2003.
- ALVES, J.C.; SOUZA, A.P.; PÔRTO, M.L.; ARRUDA, J.A.; JÚNIOR, U.A.T.; SILVA, G.B.; ARAÚJO, R.C.; SANTOS, D. *Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba*. Revista Brasileira de Ciência do Solo. v.32, p.1329-1336, 2008.
- ANDRADE, J.C.M.; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. *Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed.. Washington: APHA, 1998. 21 st Edition, 2005.
- ATKINS, P.; JONES, L. *Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente*. Porto Alegre: Bookman, 2007.
- BARRETO, A.B. *Seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação*. 81f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2010.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. *O meio ambiente e os recursos hídricos*. In: TUCCI, C. E. M. (coord.). *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH., cap. 22, p.849-876, 2009.
- BELTRÃO, K.G.Q.B. *Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado*. 168f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 2006.
- BRASIL, M.S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. 160 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Viçosa, 2005.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L.; JUNIOR, M.S.V.; PORTO, M.F.A.; NUCCI, N.L.R.; JULIANO, N.M.A.; EIGER, S. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 2002.
- CARVALHO, F.T.; GALO, M.L.B.T.; VELINI, E.D.; MARTINS, D. *Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no Rio Tietê*. Planta Daninha; Viçosa -MG, v.21, p.15-19, edição especial, 2003.

CHEN, Y.; SHEN, Z.; LI, X. *The use of vetiver grass (vetiveria zizanioides) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals*. Applied Geochemistry, v.19, p.1553-1565, 2004.

CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispões sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005.

DANH, L.T.; TRUONG, P.; MAMMUCARI, R.; TRAN, T.; FOSTER, N. *Vetiver Grass, vetiveria zizanioides: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes*. International journal os Phytoremediation, v.11, p.664-691, 2009.

DE FELLIPO, R. *Colonização e regressão da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório da UHE Serra da Mesa – Goiás*. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, Eduem, Brasil, p.281-297, 2003.

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.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Introduction to phytoremediation*. Cincinnati, ohio. EPA/600/R-99/107, 2000.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

GRATÃO, P.L.; PRASAD, M.N.V.; CARDOSO, P.F.; LEA, P.J.; AZEVEDO, R.A. *Phytoremediation: Green technology for the clean up of toxic metals in the environment*. Braz. J. Plant Physiol., 17(1):53-64, 2005.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M.G. *A represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental*. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Botucatu, FAPESP/FUNDBIO, Brasil, 653-685, 1999.

HUSSAR, G.J.; BASTOS, M.C. POMPÊO, M. POMPÊO, M. *Tratamento de efluentes de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes*. Engenharia Ambiental- Espírito santo do Pinhal. V.5, n.3, p.274-285, set/dez, 2008.

ITRC. Interstate Technology & Regulatory Council. *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document*. 123p., 2001 *apud* BARRETO, A.B. *Seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação*. 81f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2010.

LASAT, M.M. *Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues*. Journal of Hazardous Substance Research, Kansas State University, v.2, s.2-5, 2000. *apud* ANDRADE, J.C.M.; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. *Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

MARCONDES, D.A.S.; MUSTAFÁ, A.L.; TANAKA, R.H. *Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia*. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, Eduem, Brasil, p.299-317, 2003.

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. apud BARRETO, A.B. *Seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação*. 81f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2010.

MARTINS, A.P.L. *Capacidade do Polygonum hydropiperoides e Thypha dominguensis na Fitorremediação de Efluentes de Tanques de Piscicultura na Região da Bacia do Iraí*. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MATOS, A.T.; Freitas, W.S.; Brasil, M.S.; Borges, A.C. *Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos*. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.30, n.3, p.518-526, maio/jun., 2010.

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. Editora Abes, 2ª edição, 2000.

NEVES, T.; FOLONI, L.L.; PITELLI, R.A. *Controle químico do aguapé (Eichhornia crassipes)*. Planta Daninha: Viçosa- MG. V.20, p.89-97, 2002.

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, p.623-654, 2008.

PEREIRA, A.R.; GALVÃO, T.C.B.; SIMÕES, G.F.; LUCENA, L.A.B. *Boletim Técnico*. Ano 01 – nº 003. Belo Horizonte: Editora Fapi, 2006.

PETREIRE, M.J.; RIBEIRO, M.C.L.B. *The impact of a large tropical hydroelectric dam: the case of Tucuruí in middle river Tocantins*. Acta Limnologica Brasiliensia, v.5, p.123-134, 1994.

PILON-SMITS, E. *Phytoremediation*. Annu. Ver, 2005.

POMPÊO, M. *Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas*. O ecol. Bras., v.12 (3), p.406-424, 2008.

PROCÓPIO S.O.; PIRES, F.R., SANTOS, J.B., SILVA, A.A. *Fitorremediação de solos com resíduos de herbicidas*. Aracaju: EMBRAPA Tabuleiros Costeiros, 2009.

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.

RICHTER, C.A. *Água: métodos e tecnologia de tratamento*. São Paulo: Editora Blucher, 2009.

- SILVA, G.G.H.; CAMARGO, A.F.M. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes*. Revista Brasileira de Zootecnia, v.37, n.2, p.181-188, 2007.
- SALT, D.E.; SMIT, R.D.; RKIN, I. *Phytoremediation*. Annual review of plant physiology. Plant Molecular Biology: The Netherlands, v.49, 1998. *apud* MARTINS, A.P.L.; REISSMANN, C.B.; FAVARETTO, N.; BOEGER, M.R.T.; OLIVEIRA, E.B. *Capacidade da Typha dominguensis na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí- Paraná*. v.11, n.3, p.324-330, 2007
- SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. *Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination*. Ecological Engineering, v. 18, p. 647-658, 2002.
- TAVARES, K.S.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; DORNFELD, C.B. *Composição taxonômica da comunidade de macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande - Americana, SP*. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; LEITE, M.A.; DORNFELD, C.B. Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Caracterização, impactos e propostas de manejo. São Carlos, RIMA, Brasil: 239-252, 2004.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios*. Acta Limnologia Brasiliensia. V.10 (1), p.103-116, 1998.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; PAGIORO, T.A. *Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo*. In: THOMAZ, S.M.; BINI, M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, Eduem, Brasil: p.319-341, 2003.
- TRUONG, P.; VAN, T.T.; PINNERS, E. *Vetiver systems application: a technical reference manual*. 2 ed. The Vetiver Network International, 2008.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- USEPA. United States Environmental Protection Agency. Introduction to Phytoremediation, 2000. *apud* BARRETO, A.B. *Seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação*. 81f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2010.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005.
- VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2007.
- WEANER, J.E.; CLEMENTS, F.E. *Plants ecology*. New York, Mc. Gran Hill, 1938.
- 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.
- YANG, B.; SHU, W.S.; YE, Z.H.; LAN, C.Y.; WONG, M.H. *Growth and metal accumulation in vetiver and two sesbania species on lead/zinc mine tailings*. Chemosphere, v.52, p.1593-1600, 2003.

ANEXOS

ANEXOS

PLANILHA 1: Massa das amostras da digestão ácida

Massa das amostras utilizadas na digestão ácida							
Elementos-traço	Parte	Amostra	Peso da amostra/g	Elementos-traço	Parte	Amostra	Peso da amostra/g
Cd	folha	1	1,0023	Pb	folha	1	1,0044
		2	1,0011			2	1,0035
		3	1,0029			3	1,0026
	caule	1	1,0053		caule	1	1,0019
		2	1,0038			2	1,0023
		3	1,0055			3	1,0021
	raíz	1	1,0036		raíz	1	1,0008
		2	1,0052			2	1,0024
		3	1,0019			3	1,0026
Cr	folha	1	1,0035	Zn	folha	1	1,0014
		2	1,0014			2	1,0025
		3	1,0061			3	1,0001
	caule	1	1,0019		caule	1	1,0034
		2	1,0005			2	1,0032
		3	1,0019			3	1,0043
	raíz	1	1,0048		raíz	1	1,0026
		2	1,0002			2	1,0006
		3	1,0049			3	1,0015
Ni	folha	1	1,0019	Controle	folha	1	1,0007
		2	1,0012			2	1,0039
		3	1,0013			3	1,0023
	caule	1	1,0032		caule	1	1,0004
		2	1,0009			2	1,0007
		3	1,0018			3	1,0034
	raíz	1	1,0035		raíz	1	1,0021
		2	1,0004			2	1,0004
		3	1,0029			3	1,0029

PLANILHA 2: Resultados das análises laboratoriais primeira campanha

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 86/10					
Analistas: Izabella					
Data: 01/12/2010					
Análises Pb - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Pb	g/L Pb
1126	Pb TQ 1 22 NOV	0,23	1	0,23	0,00
1127	Pb TQ 2 22 NOV	0,12	1	0,12	0,00
1128	Pb TQ 3 22 NOV	0,31	1	0,31	0,00
1147	Pb TQ 1 19 NOV	0,35	1	0,35	0,00
1148	Pb TQ 2 19 NOV	0,24	1	0,24	0,00
1149	Pb TQ 3 19 NOV	<0,1	1	<0,1	<0,1
1144	CTL 01 19 NOV	<0,1	1	<0,1	<0,1
1145	CTL 02 19 NOV	<0,1	1	<0,1	<0,1
1146	CTL 03 19 NOV	<0,1	1	<0,1	<0,1
Análises Cr - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cr	g/L Cr
1129	Cr TQ 1 22 NOV	0,027	1	0,03	0,00
1130	Cr TQ 2 22 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1131	Cr TQ 3 22 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1144	CTL 01 19 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1145	CTL 02 19 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1146	CTL 03 19 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1150	Cr TQ 1 19 NOV	0,446	1	0,45	0,00
1151	Cr TQ 2 19 NOV	0,239	1	0,24	0,00
1152	Cr TQ 3 19 NOV	0,282	1	0,28	0,00
Análises Cd - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cd	g/L Cd
1138	Cd TQ 1 22 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1139	Cd TQ 2 22 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1140	Cd TQ 3 22 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1141	Cd TQ 1 19 NOV	0,08115145	1	0,08	0,00
1142	Cd TQ 2 19 NOV	0,019863571	1	0,02	0,00
1143	Cd TQ 3 19 NOV	0,099832435	1	0,10	0,00
1144	CTL 01 19 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1145	CTL 02 19 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1146	CTL 03 19 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
Análises Zn - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
1132	Zn TQ 1 22 NOV	1,752	1	1,75	0,00
1133	Zn TQ 2 22 NOV	1,796	1	1,80	0,00
1134	Zn TQ 3 22 NOV	1,689	1	1,69	0,00
1144	CTL 01 19 NOV	<0,01	1	<0,01	<0,01
1145	CTL 02 19 NOV	<0,01	1	<0,01	<0,01
1146	CTL 03 19 NOV	<0,01	1	<0,01	<0,01
1153	Zn TQ 1 19 NOV	3,351	1	3,35	0,00
1154	Zn TQ 2 19 NOV	4,127	1	4,13	0,00
1155	Zn TQ 3 19 NOV	3,336	1	3,34	0,00

PLANILHA 2: continuação...

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 86/10					
Analistas: Izabella					
Data: 01/12/2010					
Análises Ni- ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Ni	g/L Ni
1135	Ni TQ 1 22 NOV	0,52	1	0,52	0,00
1136	Ni TQ 2 22 NOV	0,5	1	0,50	0,00
1137	Ni TQ 3 22 NOV	0,57	1	0,57	0,00
1144	CTL 01 19 NOV	1,01	1	1,01	0,00
1145	CTL 02 19 NOV	0,91	1	0,91	0,00
1146	CTL 03 19 NOV	1,29	1	1,29	0,00
1156	Ni TQ 1 19 NOV	<0,04	1	<0,04	<0,04
1157	Ni TQ 2 19 NOV	<0,04	1	<0,04	<0,04
1158	Ni TQ 3 19 NOV	<0,04	1	<0,04	<0,04

PLANILHA 3: Resultados das análises laboratoriais primeira campanha

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 87/10					
Analistas: Izabella					
Data: 01/12/2010					
Análises Pb - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Pb	g/L Pb
1159	Pb TQ 1 25 NOV	0,12	1	0,12	0,00
1160	Pb TQ 2 25 NOV	0,17	1	0,17	0,00
1161	Pb TQ 3 25 NOV	0,05	1	0,05	0,00
1174	Pb TQ 1 29 NOV	0,12	1	0,12	0,00
1175	Pb TQ 2 29 NOV	0,15	1	0,15	0,00
1176	Pb TQ 3 29 NOV	0,16	1	0,16	0,00016
Análises Cr - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cr	g/L Cr
1162	Cr TQ 1 25 NOV	0,034	1	0,03	0,00
1163	Cr TQ 2 25 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1164	Cr TQ 3 25 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1177	Cr TQ 1 29 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1178	Cr TQ 2 29 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1179	Cr TQ 3 29 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
Análises Cd - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cd	g/L Cd
1165	Cd TQ 1 25 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1166	Cd TQ 2 25 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1167	Cd TQ 3 25 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1180	Cd TQ 1 29 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1181	Cd TQ 2 29 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
1182	Cd TQ 3 29 NOV	<0,02	1	<0,02	<0,02
Análises Zn - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
1168	Zn TQ 1 25 NOV	0,72	1	0,72	0,00
1169	Zn TQ 2 25 NOV	1,039	1	1,04	0,00
1170	Zn TQ 3 25 NOV	1,038	1	1,04	0,00
1183	Zn TQ 1 29 NOV	0,486	1	0,486	0,000486
1184	Zn TQ 2 29 NOV	0,112	1	0,112	0,000112
1185	Zn TQ 3 29 NOV	0,11	1	0,11	0,00011

PLANILHA 3: continuação...

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 87/10					
Analistas: Izabella					
Data: 01/12/2010					
Análises Ni- ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Ni	g/L Ni
1171	Ni TQ 1 25 NOV	0,34	1	0,34	0,00
1172	Ni TQ 2 25 NOV	0,36	1	0,36	0,00
1173	Ni TQ 3 25 NOV	0,5	1	0,50	0,00
1186	Ni TQ 1 29 NOV	0,11	1	0,11	0,00
1187	Ni TQ 2 29 NOV	0,28	1	0,28	0,00
1188	Ni TQ 3 29 NOV	0,34	1	0,34	0,00

PLANILHA 4: Resultados das análises laboratoriais segunda campanha

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 8/11					
Analista: Guilherme					
Data: 18/03/2011					
Análises Pb - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Pb	g/L Pb
107	Pb TQ1 27 jan	0,347	1	0,35	0,00
108	Pb TQ2 27 jan	0,101	1	0,10	0,00
109	Pb TQ3 27 jan	0,119	1	0,12	0,00
122	Pb TQ1 9 dez	0,096	1	0,10	0,00
123	Pb TQ2 9 dez	0,067	1	0,07	0,00
124	Pb TQ3 9 dez	0,016	1	<LQ	<LQ
Análises Cr - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cr	g/L Cr
110	Cr TQ1 27 jan	3,219	1	3,22	0,00
111	Cr TQ2 27 jan	4,149	1	4,15	0,00
112	Cr TQ3 27 jan	4,983	1	4,98	0,00
Análises Cd - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cd	g/L Cd
113	Cd TQ1 27 jan	2,504	1	2,50	0,00
114	Cd TQ2 27 jan	2,313	1	2,31	0,00
115	Cd TQ3 27 jan	2,911	1	2,91	0,00
Análises Zn - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
116	Zn TQ1 27 jan	2,924	10	29,24	0,03
117	Zn TQ2 27 jan	2,727	10	27,27	0,03
118	Zn TQ3 27 jan	3,659	10	36,59	0,04
125	Zn TQ1 9 dez	0,289	1	0,29	0,00
126	Zn TQ2 9 dez	0,055	1	0,05	0,00
127	Zn TQ3 9 dez	0,036	1	0,04	0,00

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 8/11					
Analistas: Izabella					
Data: 18/03/2011					
Análises Ni- ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Ni	g/L Ni
119	Ni TQ1 27 jan	5,758	2	11,52	0,01
120	Ni TQ2 27 jan	5,503	2	11,01	0,01
121	Ni TQ3 27 jan	5,619	2	11,24	0,01
128	Ni TQ1 9 dez	<LQ	1	<LQ	<LQ
129	Ni TQ2 9 dez	<LQ	1	<LQ	<LQ
130	Ni TQ3 9 dez	<LQ	1	<LQ	<LQ

PLANILHA 5: Resultados das análises laboratoriais segunda campanha

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 24/11					
Analista: Guilherme					
Data: 18/03/2011					
Análises Cr - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cr	g/L Cr
486	Cr TQ 1 03 Fev	0,058	1	0,06	0,00
487	Cr TQ 2 03 Fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
488	Cr TQ 3 03 Fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
498	CONT TQ 1 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
499	CONT TQ 2 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
500	CONT TQ 3 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
504	Cr TQ 1 10 fev	0,031	1	0,03	0,00
505	Cr TQ 2 10 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
506	Cr TQ 3 10 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
519	Cr TQ 1 17 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
520	Cr TQ 2 17 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
521	Cr TQ 3 17 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
534	Cr TQ 1 24 fev	0,047	1	0,05	0,00
535	Cr TQ 2 24 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
536	Cr TQ 3 24 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
Análises Cd - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cd	g/L Cd
489	Cd TQ 1 03 Fev	0,730	1	0,73	0,01
490	Cd TQ 2 03 Fev	0,069	1	0,07	0,00
491	Cd TQ 3 03 Fev	0,504	1	0,50	0,01
498	CONT TQ 1 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
499	CONT TQ 2 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
500	CONT TQ 3 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
507	Cd TQ 1 10 fev	0,428	1	0,43	0,00
508	Cd TQ 2 10 fev	0,025	1	0,03	0,00
509	Cd TQ 3 10 fev	0,258	1	0,26	0,00
522	Cd TQ 1 17 fev	0,233	1	0,23	0,00
523	Cd TQ 2 17 fev	0,081	1	0,08	0,00
524	Cd TQ 3 17 fev	0,043	1	0,04	0,00
537	Cd TQ 1 24 fev	0,172	1	0,17	0,00
538	Cd TQ 2 24 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ
539	Cd TQ 3 24 fev	<LQ	1	<LQ	<LQ

PLANILHA 5: continuação...

Análises Zn - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
492	Zn TQ 1 03 Fev	17,816	1	17,82	0,02
493	ZnTQ 2 03 Fev	19,121	1	19,12	0,02
494	Zn TQ 3 03 Fev	19,745	1	19,75	0,02
498	CONT TQ 1 27 jan	0,084	1	0,08	0,00
499	CONT TQ 2 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
500	CONT TQ 3 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
510	Zn TQ 1 10 fev	13,633	1	13,63	0,01
511	Zn TQ 2 10 fev	16,607	1	16,61	0,02
512	Zn TQ 3 10 fev	15,924	1	15,92	0,02
525	Zn TQ 1 17 fev	11,078	1	11,08	0,01
526	Zn TQ 2 17 fev	13,064	1	13,06	0,01
527	Zn TQ 3 17 fev	12,537	1	12,54	0,01
540	Zn TQ 1 24 fev	10,760	1	10,76	0,01
541	Zn TQ 2 24 fev	12,161	1	12,16	0,01
542	Zn TQ 3 24 fev	11,427	1	11,43	0,01

PLANILHA 6: Resultados das análises laboratoriais segunda campanha

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 24/11					
Analista: Guilherme					
Data: 18/03/2011					
Análises Ni- ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Ni	g/L Ni
495	Ni TQ 1 03 Fev	5,538	1	5,54	0,01
496	Ni TQ 2 03 Fev	4,824	1	4,82	0,00
497	Ni TQ 3 03 Fev	6,741	1	6,74	0,01
498	CONT TQ 1 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
499	CONT TQ 2 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
500	CONT TQ 3 27 jan	<LQ	1	<LQ	<LQ
513	Ni TQ 1 10 fev	3,907	1	3,91	0,00
514	Ni TQ 2 10 fev	2,856	1	2,86	0,00
515	Ni TQ 3 10 fev	5,046	1	5,05	0,01
528	Ni TQ 1 17 fev	2,295	1	2,30	0,00
529	Ni TQ 2 17 fev	0,942	1	0,94	0,00
530	Ni TQ 3 17 fev	2,815	1	2,81	0,00
543	Ni TQ 1 24 fev	1,578	1	1,58	0,00
544	Ni TQ 2 24 fev	0,112	1	0,11	0,00
545	Ni TQ 3 24 fev	1,858	1	1,86	0,00

PLANILHA 7: Resultados das análises laboratoriais segunda campanha

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 60/11					
Analista: Izabella					
Data: 29/07/2011					
Análises Pb - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Pb	g/L Pb
1544	Pb TQ 1 30Mai	8,673	1	8,67	0,01
1545	Pb TQ 2 30Mai	7,676	1	7,68	0,01
1546	Pb TQ 3 30Mai	6,019	1	6,02	0,01
1547	Pb TQ 1 06 Jun	0,456	1	0,46	0,00
1548	Pb TQ 2 06 Jun	0,313	1	0,31	0,00
1549	Pb TQ 3 06 Jun	0,255	1	0,26	0,00
1550	Pb TQ 1 13 Jun	0,342	1	0,34	0,00
1551	Pb TQ 2 13 Jun	0,222	1	0,22	0,00
1552	Pb TQ 3 13 Jun	0,188	1	0,19	0,00
1553	Pb TQ 1 20 Jun	0,294	1	0,29	0,00
1554	Pb TQ 2 20 Jun	0,192	1	0,19	0,00
1555	Pb TQ 3 20 Jun	0,15	1	0,15	0,00
1556	Cont TQ 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1557	Cont TQ 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1558	Cont TQ 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1558B	Pb TQ 1 27 Jun	0,246	1	0,25	0,00
1558C	Pb TQ 2 27 Jun	0,178	1	0,18	0,00
1558D	Pb TQ 3 27 Jun	0,124	1	0,12	0,00
Análises Cr - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cr	g/L Cr
1556	Cont TQ 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1557	Cont TQ 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1558	Cont TQ 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
Análises Cd - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cd	g/L Cd
1556	Cont TQ 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1557	Cont TQ 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1558	Cont TQ 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
Análises Zn - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
1556	Cont TQ 1	0,01	1	0,01	0,00
1557	Cont TQ 2	0,01	1	0,01	0,00
1558	Cont TQ 3	0,01	1	0,01	0,00
Análises Ni - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Ni	g/L Ni
1556	Cont TQ 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1557	Cont TQ 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1558	Cont TQ 3	<LQ	1	<LQ	<LQ

PLANILHA 8: Resultados das análises laboratoriais da gramínea

Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais- UFMG					
Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 67/11					
Analista: Izabella					
Data: 29/07/2011					
Análises Cr - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cr	g/L Cr
1750	Cr folha 1	0,081	1	0,08	0,00
1751	Cr folha 2	0,068	1	0,07	0,00
1752	Cr folha 3	0,088	1	0,09	0,00
1753	Cr caule 1	0,158	1	0,16	0,00
1754	Cr caule 2	0,136	1	0,14	0,00
1755	Cr caule 3	0,242	1	0,24	0,00
1756	Cr raiz 1	11,842	1	11,84	0,01
1757	Cr raiz 2	13,558	1	13,56	0,01
1758	Cr raiz 3	16,741	1	16,74	0,02
1777	Ctr folha 1	0,077	1	0,08	0,00
1778	Ctr folha 2	0,047	1	0,05	0,00
1779	Ctr folha 3	0,061	1	0,06	0,00
1780	Ctr caule 1	0,055	1	0,06	0,00
1781	Ctr caule 2	0,064	1	0,06	0,00
1782	Ctr caule 3	0,069	1	0,07	0,00
1783	Ctr raiz 1	0,331	1	0,33	0,00
1784	Ctr raiz 2	0,300	1	0,30	0,00
1785	Ctr raiz 3	0,329	1	0,33	0,00
1786	Branco	0,015	1	0,02	0,00
Análises Cd - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Cd	g/L Cd
1741	Cd folha 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1742	Cd folha 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1743	Cd folha 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1744	Cd caule 1	0,203	1	0,20	0,00
1745	Cd caule 2	0,189	1	0,19	0,00
1746	Cd caule 3	0,108	1	0,11	0,00
1747	Cd raiz 1	8,506	1	8,51	0,01
1748	Cd raiz 2	8,755	1	8,76	0,01
1749	Cd raiz 3	8,873	1	8,87	0,01
1777	Ctr folha 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1778	Ctr folha 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1779	Ctr folha 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1780	Ctr caule 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1781	Ctr caule 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1782	Ctr caule 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1783	Ctr raiz 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1784	Ctr raiz 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1785	Ctr raiz 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1786	Branco	<LQ	1	<LQ	<LQ

PLANILHA 8: continuação...

Análises Zn - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
1768	Zn folha 1	3,339	1	3,34	0,00
1769	Zn folha 2	3,277	1	3,28	0,00
1770	Zn folha 3	2,880	1	2,88	0,00
1771	Zn caule 1	6,524	1	6,52	0,01
1772	Zn caule 2	5,801	1	5,80	0,01
1773	Zn caule 3	9,020	1	9,02	0,01
1774	Zn raiz 1	8,824	10	88,24	0,09
1775	Zn raiz 2	17,230	5	86,15	0,09
1776	Zn raiz 3	8,041	10	80,41	0,08
1777	Ctr folha 1	1,734	1	1,73	0,00
1778	Ctr folha 2	1,168	1	1,17	0,00
1779	Ctr folha 3	1,502	1	1,50	0,00
1780	Ctr caule 1	0,540	1	0,54	0,00
1781	Ctr caule 2	0,655	1	0,65	0,00
1782	Ctr caule 3	0,649	1	0,65	0,00
1783	Ctr raiz 1	2,303	1	2,30	0,00
1784	Ctr raiz 2	2,082	1	2,08	0,00
1785	Ctr raiz 3	2,188	1	2,19	0,00
1786	Branco	0,196	1	0,20	0,00
Análises Pb - ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Zn	g/L Zn
1777	Ctr folha 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1778	Ctr folha 2	0,131	1	0,13	0,00
1779	Ctr folha 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1780	Ctr caule 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1781	Ctr caule 2	0,188	1	0,19	0,00
1782	Ctr caule 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1783	Ctr raiz 1	0,136	1	0,14	0,00
1784	Ctr raiz 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1785	Ctr raiz 3	0,296	1	0,30	0,00
1786	Branco	0,144	1	0,14	0,00
1787	Pb folha 1	0,129	1	0,13	0,00
1788	Pb folha 2	0,114	1	0,11	0,00
1789	Pb folha 3	0,154	1	0,15	0,00
1790	Pb caule 1	0,858	1	0,86	0,00
1791	Pb caule 2	0,854	1	0,85	0,00
1792	Pb caule 3	0,733	1	0,73	0,00
1793	Pb raiz 1	6,253	5	31,27	0,03
1794	Pb raiz 2	5,893	5	29,47	0,03
1795	Pb raiz 3	6,132	5	30,66	0,03

PLANILHA 8: continuação...

Resultados					
Solicitante: Edilene / Gustavo Simões					
Solicitação: 67/11					
Analista: Izabella					
Data: 29/07/2011					
Análises Ni- ICP-OES					
Amostra	Referência	Leitura mg/L	Diluição	mg/L Ni	g/L Ni
1759	Ni folha 1	0,318	1	0,32	0,00
1760	Ni folha 2	0,398	1	0,40	0,00
1761	Ni folha 3	0,284	1	0,28	0,00
1762	Ni caule 1	1,170	1	1,17	0,00
1763	Ni caule 2	1,030	1	1,03	0,00
1764	Ni caule 3	1,030	1	1,03	0,00
1765	Ni raiz 1	12,955	1	12,96	0,01
1766	Ni raiz 2	11,996	1	12,00	0,01
1767	Ni raiz 3	15,087	1	15,09	0,02
1777	Ctr folha 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1778	Ctr folha 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1779	Ctr folha 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1780	Ctr caule 1	<LQ	1	<LQ	<LQ
1781	Ctr caule 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1782	Ctr caule 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1783	Ctr raiz 1	0,095	1	0,10	0,00
1784	Ctr raiz 2	<LQ	1	<LQ	<LQ
1785	Ctr raiz 3	<LQ	1	<LQ	<LQ
1786	Branco	<LQ	1	<LQ	<LQ