



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

JOSÉ DANIEL SOARES DE PAIVA

**REMEDIÇÃO POR FITOEXTRAÇÃO DE CONTAMINAÇÃO RADIOATIVA POR
ESPÉCIES NATIVAS DE MANGUEZAIS**

Recife

2018

JOSÉ DANIEL SOARES DE PAIVA

**REMEDIÇÃO POR FITOEXTRAÇÃO DE CONTAMINAÇÃO RADIOATIVA POR
ESPÉCIES NATIVAS DE MANGUEZAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de concentração: Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof.^o. Dr. Elvis Joacir de França.

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

P149r Paiva, José Daniel Soares de.
Remediação por fitoextração de contaminação radioativa por espécies nativas de manguezais. / José Daniel Soares de Paiva. - Recife: O Autor, 2018.
116 f. : il., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2018.
Inclui referências.

1. Transferência solo-planta. 2. Fitorremediação. 3. Co-60. 4. Cs-137. I. França, Elvis Joacir de, orientador. II. Título.

CDD 621.48 (21. ed.)

UFPE
BDEN/2018-28

REMEDIÇÃO POR FITOEXTRAÇÃO DE CONTAMINAÇÃO RADIOATIVA POR ESPÉCIES NATIVAS DE MANGUEZAIS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Aprovada em: 25/07/2018

BANCA EXAMINADORA

Prof^o. Dr. Elvis Joacir De França (Orientador)
Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste

Prof^o. Dr. Dário Costa Primo Filho (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Ana Dolores Santiago de Freitas (Examinadora Externa)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof^o. Dr. Rômulo Pinto Tenório (Examinador Externo)
Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste

Prof^o. Dr. Emerson Emiliano Gualberto de Farias (Examinador Externo)
Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, autor do meu destino, à minha mãe Fátima por todos os ensinamentos, ao meu pai João por todo apoio e à minha esposa Ericka pelo companheirismo e paciência.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por todas as bênçãos alcançadas.

Às minhas avós, Regina e Dina, pelo exemplo e estímulo.

Ao meu avô, Virginio, pelo suporte.

À minha mãe Maria de Fátima pelo amor, confiança, estímulo, incentivo e educação.

Ao meu pai João Paiva, pela orientação, incentivo, confiança, estímulo e suporte.

À minha esposa Ericka Patrícia pelo amor, cumplicidade, companheirismo, paciência, incentivo e apoio incondicional.

Ao meu irmão Thiago Bessa, pelo companheirismo e torcida.

Aos meus sogros Melquíades Brito e Gerusa Lima pelo apoio, orientação e confiança.

Ao meu orientador Elvis França, pela orientação, paciência e confiança.

À Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, em especial ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, pelo ensino e por me tornar o profissional que hoje sou.

Ao Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste, pela infraestrutura e apoio, em especial ao Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB) e seus servidores.

Aos companheiros de trabalho que me auxiliaram nesta jornada.

Aos membros da banca examinadora por aceitarem o convite e contribuírem com o meu trabalho.

Aos amigos que me ajudaram ao longo destes 4 anos de trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo auxílio financeiro.

À Secretaria de Pós-Graduação do PROTEN pelo apoio e dedicação

RESUMO

O desenvolvimento de pesquisas para a remediação de ambientes contaminados por materiais radioativos é indispensável diante da crescente utilização de radionuclídeos artificiais. Consequentemente, a fitorremediação torna-se uma alternativa eficaz e barata frente a outros métodos comumente empregados para mitigar esses impactos ambientais. Todavia, não há dados na literatura sobre a aplicação de espécies nativas de manguezais, uma vez que esse ecossistema pode ser o primeiro a ser atingido em caso de acidentes nucleares no Brasil. Com isso, este trabalho teve por objetivo avaliar a fitorremediação dos radionuclídeos artificiais ^{137}Cs e ^{60}Co pelas plântulas de *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp. cultivadas *ex situ*. Para isso, foi estabelecida metodologia de aclimação, seguido de cultivo, das espécies a partir da condução de experimentos relacionados com o transplante de plântulas e estabelecimento dos propágulos. Para identificar as mudanças na transferência de radionuclídeos, foram determinadas as concentrações basais de Co e Cs em solo e nas folhas das plântulas já aclimatadas por Espectrometrias de Absorção Atômica (GFAAS) e de Massas (ICP-MS). Com os resultados das análises radiométricas de solo, raízes e folhas por Espectrometria Gama (EGAR), foram estimados os fatores de transferência (FT) de ^{60}Co e ^{137}Cs após a simulação de contaminação radioativa em meio aquoso. *L. racemosa* demonstrou tendência de hiperacumular ^{60}Co nas raízes e folhas, porém em maior quantidade nas folhas (máxima = 84 Bq kg^{-1}) do que nas raízes (máxima: 22 Bq kg^{-1}). *Avicennia* sp. acumulou quantidade considerável de ^{60}Co (25 Bq kg^{-1}) nas raízes e folhas (54 Bq kg^{-1}). Para ^{137}Cs , os valores de FT variaram de acordo com a faixa esperada de 0,01 – 1 para as espécies *R. mangle* e *Avicennia* sp., contudo muito superiores (até 40.000 vezes) aos valores de FT de Cs estável. Desse modo, *L. racemosa* demonstrou uma rápida acumulação de ^{60}Co , podendo ser uma alternativa sustentável para fitorremediação do radionuclídeo utilizando os compartimentos raiz e/ou folha. Para ^{137}Cs , apesar do aumento considerável da transferência solo-planta, ainda é necessário comprovar a capacidade de fitorremediação desse radionuclídeo pelas espécies estudadas.

Palavras-chave: Transferência solo-planta. Fitorremediação. Co-60. Cs-137.

ABSTRACT

The development of researches for the remediation of contaminated environment by radioactive materials is indispensable despite the growing use of artificial radionuclides. Consequently, the phytoremediation becomes an effective and cheap alternative to other methods commonly used for mitigating these environmental impacts. Nevertheless, there is no data on the literature about the application of mangrove native species mainly because this ecosystem may be the first to be impacted in case of nuclear accidents in Brazil. The objective of this work was to evaluate the phytoremediation of the artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{60}Co by seedlings of the *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* and *Avicennia* sp. cultivated in greenhouse. For this, it was established the methodology of acclimatization, followed by cultivation, of the species by means of the conduction of experiments involving seedling transplant and the establishment of propagules. For identifying the changes in the radionuclide transference, the Co and Cs basal concentrations were determined in soils and leaves of the seedlings already acclimated through the Graphite Furnace Atomic Absorption (GFAAS) and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). With the radiometric results of soil, roots and leaves analyzed by High Resolution Gamma-Ray Spectrometry (HRGRS), the transfer factors (FT) of ^{60}Co and ^{137}Cs were estimated after the simulation of radioactive contamination by discharge via water. *L. racemosa* tended to hyperaccumulate ^{60}Co in the roots and leaves, however in a larger quantity in the leaves (Maximum = 84 Bq kg^{-1}) compared to the roots (22 Bq kg^{-1}). *Avicennia* sp. accumulated a considerable amount of ^{60}Co (25 Bq kg^{-1}) in the roots and leaves (54 Bq kg^{-1}). For ^{137}Cs , the FT values varied according to the expect range of 0.01-1 for the *R. mangle* and *Avicennia* sp. species, though much higher (up to 40,000 times) when compared to the FT values of stable Cs. Therefore, *L. racemosa* demonstrated a fast ^{60}Co accumulation, being considered a sustainable alternative for phytoremediation of the radionuclide using the root and/or leaf compartments. For ^{137}Cs , despite the considerable increasing of soil-plant transference, it is still necessary to determine the phytoremediation capacity of the studied species.

Keywords: Soil-plant transfer. Phytoremediation. Co-60. Cs-137.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Mapa de deposição de ^{137}Cs para área de terra dentro de 80 km da Usina Daiichi, Fukushima.....	21
Figura 2 -	Esquema de decaimento do ^{60}Co	24
Figura 3 -	Esquema de decaimento do ^{137}Cs	25
Figura 4 -	Características gerais das folhas e flores de <i>Rhizophora mangle</i>	33
Figura 5 -	Características gerais dos rizóforos de <i>Rhizophora mangle</i>	34
Figura 6 -	Características gerais de <i>Laguncularia racemosa</i>	35
Figura 7 -	Características gerais de <i>Avicennia schaueriana</i>	36
Figura 8 -	Ilustração de um sistema de espectrometria gama.....	37
Figura 9 -	Esquemas de funcionamento do GFAAS.....	40
Figura 10 -	Corte esquemático de válvula fotomultiplicadora.....	41
Figura 11 -	Ilustração de análise química por ICP-MS.....	42
Figura 12 -	Fluxograma de atividades.....	46
Figura 13 -	Manguezal às margens do Rio Arinquindá.....	47
Figura 14 -	Cultivo de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> em casa de vegetação....	47
Figura 15 -	Sistema de drenagem dos micromangues (à esquerda). Sistema de filtragem dos micromangues (à direita).....	49
Figura 16 -	Altura da maré na região do manguezal do Rio Arinquindá.....	50
Figura 17 -	Montagem dos micromangues (à esquerda). Cultivo das plântulas em estufa (à direita).....	50
Figura 18 -	Indivíduos de <i>Rhizophora mangle</i> e <i>Laguncularia racemosa</i>	51
Figura 19 -	Geometria adotada neste trabalho para análise de solo por EGAR....	52
Figura 20 -	Geometria para análise radiométrica de folhas por EGAR.....	54
Figura 21 -	Curva de eficiência semi-empírica baseada em polinômio de grau 5 para a determinação de radionuclídeos naturais e artificiais em solos	67
Figura 22 -	Curva de eficiência semi-empírica baseada em polinômio de grau 4 para a determinação de radionuclídeos em material biológico.....	69
Figura 23 -	Curva de eficiência semi-empírica baseada em polinômio de grau 5 para a determinação de radionuclídeos em água.....	71
Figura 24 -	Plântulas de <i>R. mangle</i> e <i>L. racemosa</i> já desenvolvidas na casa de vegetação (Micromangue 3).....	74

Figura 25 -	Espectro comparativo do fotopico do ^{137}Cs e do ^{60}Co em uma amostra de solo do micromangue 2 no solo e do padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN.....	77
Figura 26 -	Espectro comparativo do fotopico do ^{137}Cs e do ^{60}Co em uma amostra composta de folhas de <i>R. mangle</i> do micromangue 2 e do padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN.....	77
Figura 27 -	Distribuição de Co no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm dos micromangues.....	79
Figura 28 -	Distribuição de Cs no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm dos micromangues.....	80
Figura 29 -	Concentrações de Co e Cs em mg/kg em folhas das espécies <i>Rhizophora mangle</i> (Rman) e <i>Laguncularia racemosa</i> (Lrac).....	82
Figura 30 -	ANOVA dos FT de Co em folhas. A. Comparação múltiplas para o Fator Espécie. B. Fator Micromange. C. Interação entre os fatores Micromangue e Espécie. D. Teste de normalidade dos resíduos da análise estatística.....	84
Figura 31 -	ANOVA dos FT de Cs em folhas. A. Comparação múltiplas para o Fator Espécie. B. Fator Micromange. C. Interação entre os fatores Micromangue e Espécie. D. Teste de normalidade dos resíduos da análise estatística.....	85
Figura 32 -	Monitoração das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs (escala logarítmica) na água utilizada para circulação no micromangue II.....	87
Figura 33 -	Monitoração das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs (escala logarítmica) na água utilizada para circulação no micromangue II.....	88
Figura 34 -	Distribuição de ^{137}Cs (escala logarítmica) no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm dos recipientes de cultivo.....	89
Figura 35 -	Gráficos boxplot das concentrações de ^{60}Co e ^{137}Cs nas raízes e folhas de <i>R. mangle</i> (Rman), <i>L. racemosa</i> (Lrac) e <i>Avicennia sp.</i> (Avic).....	91
Figura 36 -	ANOVA dos FT de ^{60}Co . A. Compartimento. B. Espécie. C. Micromangue. D. Interação entre Compartimento e Espécie.....	94
Figura 37 -	Resíduos normalizados de ^{60}Co	95
Figura 38 -	ANOVA dos FT de ^{60}Co : interação Compartimento X	

	Micromangue, Micromangue X Espécie, Compartimento X Micromangue X Espécie.....	96
Figura 39 -	ANOVA dos FT de ^{137}Cs : Raiz X Folha, Espécie X Espécie, Micromangue X Micromangue e Compartimento X Espécie.....	98
Figura 40 -	ANOVA dos FT de ^{137}Cs : interação Compartimento X Micromangue, Micromangue X Espécie, Compartimento X Micromangue X Espécie.....	99
Figura 41 -	Resíduos normalizados de ^{137}Cs	100
Figura 42 -	Fatores de transferência de ^{60}Co e ^{137}Cs para <i>Avicennia sp.</i>	100
Figura 43 -	Diferença (escala logarítmica) entre os valores de fatores de transferência para $\text{Co}/^{60}\text{Co}$ e $\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ em folhas de <i>R. mangle</i> (<i>Rman</i>) e <i>L. racemosa</i> (<i>Lrac</i>) pós-contaminação.....	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Atividade de ^{137}Cs por unidade de massa em amostras de vegetais.....	23
Tabela 2 -	Atividade de ^{137}Cs em plantas da região de ocorrência do acidente de Goiânia.....	23
Tabela 3 -	Técnicas de fitorremediação.....	29
Tabela 4 -	Quantidade de indivíduos cultivados.....	49
Tabela 5 -	Quantidade de amostras compostas por micromangue.....	53
Tabela 6 -	Condições operacionais do ICP-MS.....	56
Tabela 7 -	Distribuição da solução radioativa nos recipientes de cultivo.....	58
Tabela 8 -	Monitoração da água durante as sete semanas do experimento após a contaminação radioativa com ^{137}Cs e ^{60}Co	59
Tabela 9 -	Materiais de referência para avaliação da qualidade de procedimentos analíticos de solo.....	61
Tabela 10 -	Materiais de referência para avaliação da qualidade de procedimentos analíticos de material biológico.....	61
Tabela 11 -	Resultados de concentrações de atividade obtidas e de referência* com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e Número En para o padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN.....	68
Tabela 12 -	Resultados das concentrações obtidas e de referência de ^{60}Co e ^{137}Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e Número En para o padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN.....	68
Tabela 13 -	Resultados de concentrações de atividade obtidas com intervalo de confiança de 95%, valores de referência* com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e Número En para o padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN. n = 3.....	70
Tabela 14 -	Resultados das concentrações obtidas e de referência de ^{60}Co e ^{137}Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número En para o padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN.....	71

Tabela 15 -	Resultados das concentrações obtidas e de referência de ^{60}Co e ^{137}Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número En para o padrão interno de água do PNI/IRD/CNEN.....	72
Tabela 16 -	Resultados das concentrações obtidas e de referência de cobalto com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número En para os materiais de referência IAEA SL-1, SRM 1944, IAEA V-10 e SRM 1573.....	73
Tabela 17 -	Resultados das concentrações obtidas e de referência de cézio com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número En para os materiais de referência IAEA SL-1, SRM 1944, IAEA V-10.....	74
Tabela 18 -	Concentração de atividade média antes (basal) e pós-contaminação (PC) de ^{228}Ra e ^{40}K em perfis de solo de 0-15 cm.....	75
Tabela 19 -	Atividades mínimas detectáveis de ^{60}Co e ^{137}Cs por EGAR.....	78
Tabela 20 -	Concentrações de atividade de ^{137}Cs em solos do Iraque em perfis de 0-20 cm estudados por Kamal et al. (2011).....	90
Tabela 21 -	Comparação entre as transferências de ^{60}Co obtidas por Mollah e Begum (2001), Uchida (1997) e IAEA (1994) para vegetais comestíveis.....	101
Tabela 22 -	Estimativa de massa seca de raiz e folhas necessária para fitorremediar a quantidade de ^{60}Co e ^{137}Cs depositado nos substratos.....	102

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANOVA	Análise de Variância
Avic.	<i>Avicennia</i> sp.
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CRCN-NE	Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste
EDGs	Emergency Diesel Generator
EDXRF	Espectrometria de Fluorescência de Raios-x por Dispersão de Energia
EGAR	Espectrometria Gama de Alta Resolução
FDNPS	Fukushima Daiichi Nuclear Power Station
FT	Fator de Transferência
GFAAS	Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite
HPGe	Germânio hiperpuro
IAEA	Agência Internacional de Energia Atômica
ICP-MS	Espectrometria de Massa com Fonte Acoplada Indutivamente
IRD	Instituto de Radioproteção e Dosimetria
Lrac	<i>Lagularia racemosa</i>
MDA	Minimum Detectable Activity
MFNF	Massa de Folha Necessária para Fitorremediar
MRNF	Massa de Raiz Necessária para Fitorremediar
NIST	National Institute of Standard and Technology
pH	Potencial hidrogenônico
PNI	Programa Nacional de Intercomparação
PVC	Policloreto de vinila
Rman	<i>Rhizophora mangle</i>
SEAMB	Serviço de Análises Ambientais
TEPCO	Tokyo Electric Power Company
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1	ACIDENTE DE FUKUSHIMA.....	20
2.2	ACIDENTE DE GOIÂNIA.....	22
2.3	COBALTO – 60 (⁶⁰ Co).....	24
2.4	CÉSIO – 137 (¹³⁷ Cs).....	25
2.5	BIOACUMULAÇÃO EM PLANTAS NATIVAS COSTEIRAS.....	26
2.6	FITORREMEDIAÇÃO.....	27
2.6.1	Fitoextração.....	28
2.6.2	Fitoestabilização.....	29
2.6.3	Fitodegradação.....	30
2.6.4	Fitovolatilização.....	31
2.7	MANGUEZAIS.....	32
2.7.1	<i>Rhizophora mangle L. (Rhizophoraceae).....</i>	33
2.7.2	<i>Laguncularia racemosa (L.) Gaertn (Combretaceae).....</i>	34
2.7.3	<i>Avicennia schaueriana Stapft & Leechm (Acanthaceae).....</i>	34
2.8	ESPECTROMETRIA DE RAIOS GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO – HRGRS.....	36
2.8.1	Calibração em eficiência.....	38
2.8.2	Atividade Mínima Detectável – MDA.....	39
2.9	TÉCNICAS ANALÍTICAS NÃO NUCLEARES.....	39
2.9.1	Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite (GFAAS)	39
2.9.2	Espectrometria de Massas com Fonte de Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-MS).....	41
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.1	ETAPA I – ADAPTAÇÃO DAS PLÂNTULAS.....	45
3.1.1	Experimento I.....	45
3.1.2	Experimento II.....	48
3.1.3	Manutenção das condições naturais.....	51
3.2	ETAPA II – DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES	

	BASAIS DE COBALTO E CÉSIO.....	52
3.2.1	Amostragem e preparação de amostras de solo.....	53
3.2.2	Amostragem e preparação de amostras de folhas.....	53
3.2.3	Análise radiométrica de ⁶⁰Co e ¹³⁷Cs.....	54
3.2.4	Determinação das concentrações basais de Cs e Co em solo e folhas.....	55
3.2.4.1	Tratamento químico de amostras de solo.....	55
3.2.4.2	Tratamento químico de amostras de folhas.....	58
3.2.4.3	Análise por ICP-MS.....	56
3.2.4.4	Análise por GFAAS	57
3.3	ETAPA III – EXPOSIÇÃO DAS PLÂNTULAS ÀS SUBSTÂNCIAS RADIOATIVAS.....	57
3.3.1	Contaminação dos micromangues.....	57
3.3.2	Monitoração da água.....	58
3.3.3	Amostragem e preparação de amostras após-contaminação.	59
3.3.3.1	Solo contaminado.....	59
3.3.3.2	Raízes e folhas contaminadas.....	60
3.3.4	Análises radiométricas pós-contaminação.....	60
3.4	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS.....	60
3.5	ANÁLISE DOS RESULTADOS	61
3.5.1	Incertezas analíticas	62
3.5.2	Qualidade do procedimento analítico	62
3.5.3	Fator de Transferência solo-vegetação	63
3.5.4	Análise estatística	63
3.5.4.1	Estatística descritiva	63
3.5.4.2	Análise de variância não paramétrica (ANOVA)	64
3.5.4.3	Análise de variância (ANOVA)	64
4.1	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO PROCEDIMENTO ANALÍTICO DAS ANÁLISES QUÍMICAS E RADIOMÉTRICAS.....	66
4.1.1	Qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de solos.....	66

4.1.1.1	Curva de eficiência para análise de solos.....	66
4.1.1.2	Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas das concentrações basais dos solos.....	67
4.1.1.3	Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas dos solos pós-contaminação.....	68
4.1.2	Qualidade do procedimento analítico das análises de raízes e folhas.....	69
4.1.2.1	Curva de eficiência para análise de material biológico.....	69
4.1.2.2	Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de <i>background</i> de folhas.....	70
4.1.2.3	Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de raízes e folhas pós-contaminação.....	70
4.1.3	Qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de raízes e folhas pós-contaminação.....	71
4.1.3.1	Curva de eficiência para análise de água.....	71
4.1.3.2	Qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de água.....	72
4.1.4	Qualidade do procedimento analítico das análises de Co e Cs estáveis de solos e folhas.....	72
4.1.4.1	Controle da qualidade do procedimento analítico das análises de cobalto estável em solos e folhas.....	72
4.1.4.2	Controle da qualidade do procedimento analítico das análises de céσιο estável em solos e folhas.....	73
4.2	ETAPA I - ADAPTAÇÃO DAS PLÂNTULAS.....	73
4.2.1	Determinação das concentrações de atividade de ²²⁸Ra e ⁴⁰K nos perfis de solo.....	75
4.3	ETAPA II – CONCENTRAÇÕES BASAIS DE COBALTO E CÉSIO (ISOTÓPOS NATURAIS E ARTIFICIAIS).....	76
4.3.1	Concentrações de atividade de ⁶⁰Co e ¹³⁷Cs.....	76
4.3.2	Co e Cs em solos.....	78
4.3.3	Co e Cs em folhas.....	81
4.3.3.1	Fatores de transferência – FT de Co e Cs.....	83
4.4	ETAPA III – EXPOSIÇÃO DAS PLÂNTULAS À	

	CONTAMINAÇÃO RADIOATIVA.....	86
4.4.1	Monitoração da água.....	89
4.4.2	Determinação das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs no solo pós-contaminação.....	87
4.4.3	Determinação das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs nas raízes e folhas.....	90
4.4.4	Fatores de transferência de ^{60}Co e ^{137}Cs em raízes e folhas.....	93
4.4.5	Estimativa de estoque.....	102
5	CONCLUSÕES.....	104
	REFERÊNCIAS.....	105

1 INTRODUÇÃO

A poluição ambiental decorrente das atividades e de acidentes envolvendo materiais radioativos é fato preocupante, principalmente pela possibilidade da liberação de isótopos radioativos para os produtores primários e secundários, atingindo ecossistemas, comunidades, incluindo a espécie humana. Um exemplo relativamente recente foi à contaminação da Costa Japonesa por materiais radioativos causados pelo acidente da usina nuclear de Fukushima (IAEA, 2011). A região circunvizinha da usina, 4 anos após o acidente, continuou fechada e sob severa monitoração ambiental. Estudos demonstraram que a contaminação radioativa alcançou outros continentes, como por exemplo, América do Norte (COOK et al., 2016) e Europa (LOZANO et al., 2011).

Um dos principais contaminantes radioativo é o ^{137}Cs , proveniente principalmente de testes e explosões nucleares. Este radionuclídeo é bastante persistente no ambiente devido à meia-vida de aproximadamente 30 anos, além de apresentar semelhança química ao potássio, o que pode ocasionar acumulação na cadeia trófica (WITTENBACH, et al., 1995). Outro nuclídeo contaminante é o ^{60}Co , análogo ao Co estável, considerado micronutriente para espécies leguminosas (RILEY; DILWORTH, 1985). Como produto da ativação do ^{59}Co , este radionuclídeo de meia-vida de 5,3 anos já foi quantificado em espécies vegetais na Eslováquia (HORNÍK et al., 2005), evidenciando-se sua problemática ambiental.

Considerando as semelhanças químicas existentes entre K e ^{137}Cs , é provável a acumulação simultânea deste radionuclídeo em espécies vegetais de manguezais do Estado de Pernambuco, haja vista as altas concentrações de atividade de ^{40}K observadas nestas espécies nativas (PAIVA, 2014). Os manguezais, presentes em 80% da Costa Brasileira, são considerados uma das primeiras entradas de elementos químicos do litoral brasileiro (FRANÇA et al., 2010), incluindo os radioativos. Tal fato aliado ao grande potencial de bioacumulação das plantas nativas brasileiras (FRANÇA et al., 2010), às características fisiológicas das espécies vegetais de ecossistemas salinos, sugerem essa comunidade como um possível fitorremediador de radionuclídeos.

Por serem tecnologias ambientalmente sustentáveis, as técnicas de biorremediação podem ser empregadas para a redução dos níveis de contaminantes radioativos em solos de modo econômico e ambientalmente sustentável. Para este tipo de tecnologia, normalmente são utilizados micro-organismos que são capazes de absorver os isótopos radioativos em seus tecidos (AKOB et al., 2007). Contudo, as plantas possuem as vantagens de serem mais facilmente cultivadas e monitoradas, utilizam a energia solar para promover a remediação, são

financeiramente mais baratas do que a biorremediação com micro-organismos, auxiliam no controle da erosão e reduzem o movimento descendente da água contaminada das camadas superficiais para os lençóis freáticos. Em contrapartida, a utilização de plantas para fitorremediação requer conhecimentos da fisiologia da planta, das características reprodutivas e da possibilidade de contenção, caso ocorra favorecimento ecológico na região a ser remediada (SANTOS et al., 2006). Ainda é necessário conhecimento sobre a concentração basal do radionuclídeo no substrato, levar em consideração condições específicas de cada local e cada contaminante, além da geração de resíduos orgânicos que necessitam de destinação final. Apesar do baixo custo operacional, a fitorremediação necessita de diversos estudos complementares dos diversos fatores que possam influenciar o resultado esperado (SANTOS et al., 2006).

Diante do exposto, vale ressaltar o pioneirismo da utilização de espécies vegetais nativas de manguezais em processos de fitorremediação de solos contaminados por substâncias radioativas proporcionado por essa pesquisa científica, além da susceptibilidade do Brasil à contaminação radioativa de possíveis acidentes como, por exemplo, as usinas nucleares de Angra do Reis, no Rio de Janeiro. As poucas alternativas de fitorremediação disponíveis foram fatores determinantes para a proposição desse estudo, assim como o fato do experimento simular as condições de um derramamento de material radioativo em solo de manguezal, diferentemente da maioria das pesquisas que utilizam soluções hidropônicas.

Neste contexto, o objetivo principal da pesquisa foi avaliar a fitorremediação de radionuclídeos artificiais (^{137}Cs e ^{60}Co) pelas espécies vegetais *Rhizophora mangle* L., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn e *Avicennia* sp. (L.), cultivadas em casa de vegetação. Para isso, empregou-se a Espectrometria Gama de Alta Resolução para quantificação dos radionuclídeos solos, raízes e folhas dos indivíduos vegetais estudados. Os objetivos específicos foram (a) o estabelecimento de uma metodologia de aclimação das espécies vegetais *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp., (b) a determinação das concentrações basais de Co e Cs para estimativa dos respectivos fatores de transferência das plântulas e (c) o estudo do potencial fitorremediador de radionuclídeos dos compartimentos biológicos das espécies vegetais e remoção dos contaminantes radioativos do solo de manguezal. A metodologia empregada neste trabalho objetivou provar a hipótese científica sobre a acumulação dos radionuclídeos ^{137}Cs e ^{60}Co nas espécies vegetais nativas de manguezais *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia* sp., com intuito de viabilizar o manejo das espécies para a fitorremediação de contaminação radioativa

2 REVISÃO DE LITERATURA

Apesar da utilização crescente da energia nuclear para fins pacíficos, a aceitação desta tecnologia continua encontrando resistência pela sociedade, em função do receio decorrente de acidentes envolvendo materiais radioativos (SANTOS; OLIVEIRA FILHO, 2016). Isto acontece devido aos grandes eventos históricos envolvendo testes, explosões e acidentes nucleares. Exemplo clássico disto foi o acidente de Chernobyl, na Ucrânia. No entanto, a prática vem demonstrando que acidentes sérios, como o de Goiânia, no Brasil e Fukushima, no Japão, embora não corriqueiros, podem ser devastadores (TERREMOTO, 2011).

Conseqüentemente, o desenvolvimento de pesquisas sobre a remediação de solos contaminados provenientes de contaminação radioativa se torna necessário, reforçado pelo fato da contaminação não se fixar apenas localmente, mas também ser disseminada por meio de correntes marinhas e eólicas e comercialização de produtos contaminados. Neste sentido, os manguezais são, para Brasil, estrategicamente importantes para serem utilizados como barreiras na contenção de possíveis contaminações radioativas. Na hipótese de suas espécies vegetais atuarem como fitorremediadores deste tipo de contaminação, a aplicabilidade seria grande, pois estão presentes em quase todo litoral brasileiro. Na prática, há a possibilidade do maciço vegetal atuar como um grande escudo natural contra a contaminação radioativa via derramamento.

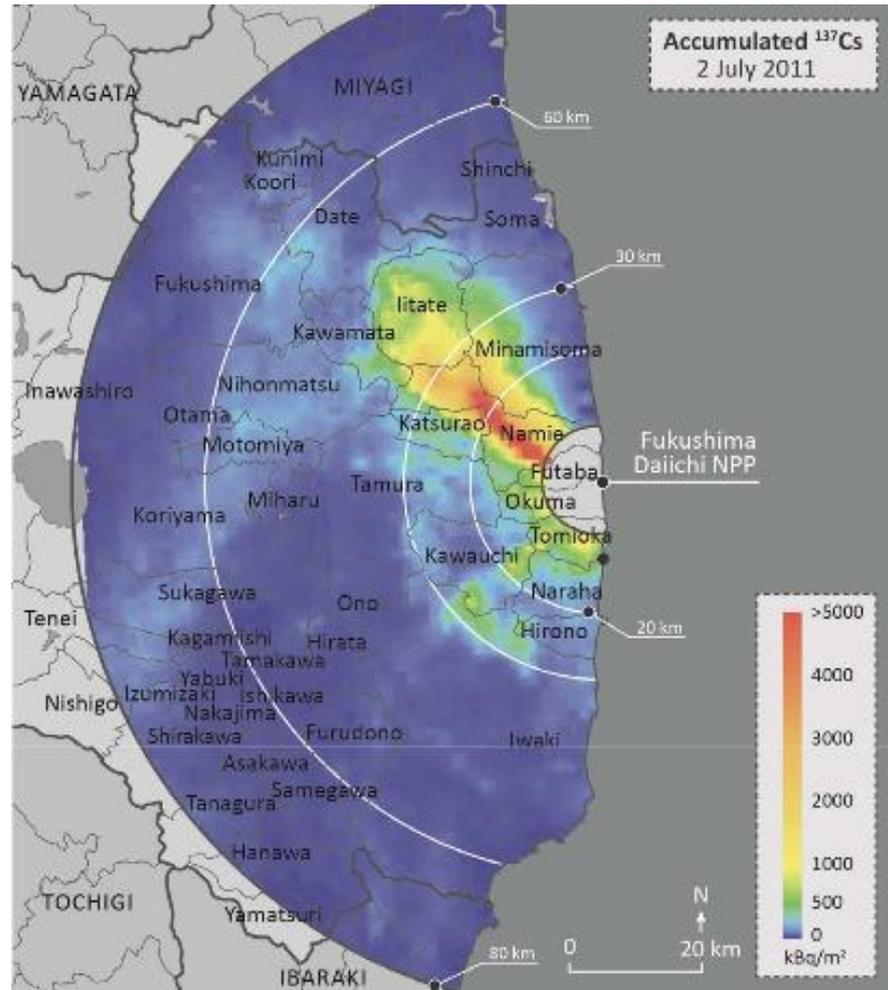
2.1 ACIDENTE DE FUKUSHIMA

O acidente nuclear de Fukushima aconteceu devido a uma série de falhas em cadeia de equipamentos e lançamento de materiais radioativos na Central Nuclear de Fukushima I, no Japão, em consequência dos danos causados pelo tsunami de Tohoku que aconteceu em 2011 na Costa Japonesa (ZHAO; CHANG, 2012).

Numa sexta-feira, 11 de março de 2011, um terremoto de magnitude 9,0 na escala Richter atingiu a costa leste do Japão, ocorrendo, subsequentemente, um tsunami que deixou a Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (FDNPS) da Tokyo Electric Power Company (TEPCO) isolada do seu dissipador de calor primário (Oceano). Por causa das inundações e perda do dissipador de calor, os EDGs (*Emergency Diesel Generator*) que refrigeravam a água do mar não foram suficientes para impedir o rompimento dos reatores e, conseqüentemente, o lançamento de radionuclídeos no ambiente (OMOTO, 2013).

De acordo com a IAEA (2011), as medições realizadas pelo Governo do Japão em áreas do norte do país, imediatamente após o acidente, apresentaram níveis altos de césio radioativo no solo (Figura 1).

Figura 1 - Mapa de deposição de ^{137}Cs para área de terra dentro de 80 km da Usina Daiichi, Fukushima.



Fonte: IAEA (2011).

A empresa responsável, desde o dia da ocorrência do evento, monitora as concentrações de atividades de ^{131}I , ^{134}Cs e ^{137}Cs na Costa Japonesa (TEPCO, 2011). A concentração de atividade média do ^{131}I logo após a ocorrência do evento era $2,21 \cdot 10^4 \text{ Bq L}^{-1}$ ao norte e de $1,79 \cdot 10^4 \text{ Bq L}^{-1}$ ao sul da Costa Japonesa. Os valores médios para ^{134}Cs foram $8,8 \cdot 10^3 \text{ Bq L}^{-1}$ e $5,33 \cdot 10^3 \text{ Bq L}^{-1}$, ao norte e sul, respectivamente. Para ^{137}Cs , as concentrações foram semelhantes às do ^{134}Cs (TEPCO, 2011).

Com relação à poluição atmosférica, Lozano et al. (2011) afirmam que houve impacto radioativo do acidente de Fukushima na Península Ibérica por meio deslocamento de massas de ar. As atividades das concentrações de radionuclídeos determinada a partir de amostras coletadas na Península Ibérica mostraram que a massa de ar deste evento radioativo passou por todo o Oceano Pacífico, América do Norte, Oceano Atlântico até finalmente chegar ao Sudoeste da Península Ibérica.

Com relação à contaminação ambiental, Cook et al. (2016) identificaram concentrações de ^{134}Cs e ^{137}Cs em chás de origem Japonesa exportados para o Canadá, demonstrando que a contaminação radioativa não se deu apenas localmente e sim globalmente, seja pelo transporte de radionuclídeos por correntes marinhas e eólicas, seja pelo comércio de produtos contaminados.

Diante da magnitude dos impactos causados pelo lançamento de materiais radioativos no ambiente, fica claro que o desenvolvimento de medidas fitorremediadoras com o objetivo de reduzir as consequências do lançamento de radionuclídeos em solos, mar e atmosfera se tornam indispensáveis.

2.2 ACIDENTE DE GOIÂNIA

Em setembro de 1987, na cidade de Goiânia, Estado de Goiás, uma ampola contendo uma fonte radioativa de cloreto de cézio abandonado numa clínica de radioterapia foi roubada e, posteriormente, vendida a um ferro-velho. Violada a blindagem de chumbo e aberta a cápsula, adultos e crianças, encantados pelo fato do material emitir uma luz azul brilhante e não sabendo que se tratava de material radioativo, manipularam o Cs-137 distribuindo-o entre parentes e amigos. Assim, um encadeamento de fatos resultou na contaminação de três depósitos de ferro-velho, um quintal, algumas residências, um escritório da Vigilância Sanitária e diversos locais públicos. Devido ao fato da cápsula ter sido rompida a céu aberto, houve, também, contaminação direta do solo (CNEN, 2005).

Anjos et al. (2001) em seu trabalho intitulado “*Radioactivity teaching: Environmental consequences of the radiological accident in Goiânia – Brazil*” determinaram, 12 anos depois do acidente de Goiânia, a partir da Espectrometria Gama, altas concentrações de atividade de ^{137}Cs no solo variando de 3,5 a 14 kBq kg⁻¹. Ainda neste trabalho Anjos et al. (2001) identificaram a bioacumulação de ^{137}Cs em amostras de vegetais, conforme segue na Tabela 1.

Tabela 1 - Atividade de ^{137}Cs por unidade de massa em amostras de vegetais.

Espécies vegetais	Atividade por unidade de massa (Bq kg^{-1})
<i>Hancornia speciosa</i> (Folhas)	$450 \pm 0,4$
<i>Hancornia speciosa</i> (Sementes)	$250 \pm 0,2$
<i>Drascaena fragrans</i> (Folhas)	$560 \pm 0,3$
<i>Petroselinum crispum</i> (Salsa)	$780 \pm 0,8$

Fonte: Adaptado de Anjos et al. (2001).

De acordo com Amaral et al. (1991), no caso de Goiânia, a contaminação da superfície, em média 60% da atividade total, permaneceu na camada superior de 1,5 cm ao longo dos primeiros 5 meses após o acidente. Facure (2001) também verificou uma maior concentração de concentração de atividade de ^{137}Cs nas camadas superiores do solo de Goiânia. O autor ainda determinou concentrações de atividade em frutos e folhas de árvores frutíferas na região de ocorrência do acidente de Goiânia, 12 anos após o acidente (Tabela 2).

Tabela 2 – Atividade de ^{137}Cs em plantas da região de ocorrência do acidente de Goiânia.

Árvores Frutíferas	Atividade na folha (Bq kg^{-1})	Atividade no fruto (Bq kg^{-1})
Abacateiro 1	280 ± 30	-
Abacateiro 2	290 ± 30	-
Abacateiro 3	170 ± 20	-
Goiabeira 1	960 ± 90	1200 ± 100
Goiabeira 2	1100 ± 30	1400 ± 100
Goiabeira 3	70 ± 10	40 ± 5
Mangueira	160 ± 20	300 ± 30
Maracujá	-	40 ± 5
Mamoeiro	-	6 ± 1

Fonte: Adaptado de Facure (2001).

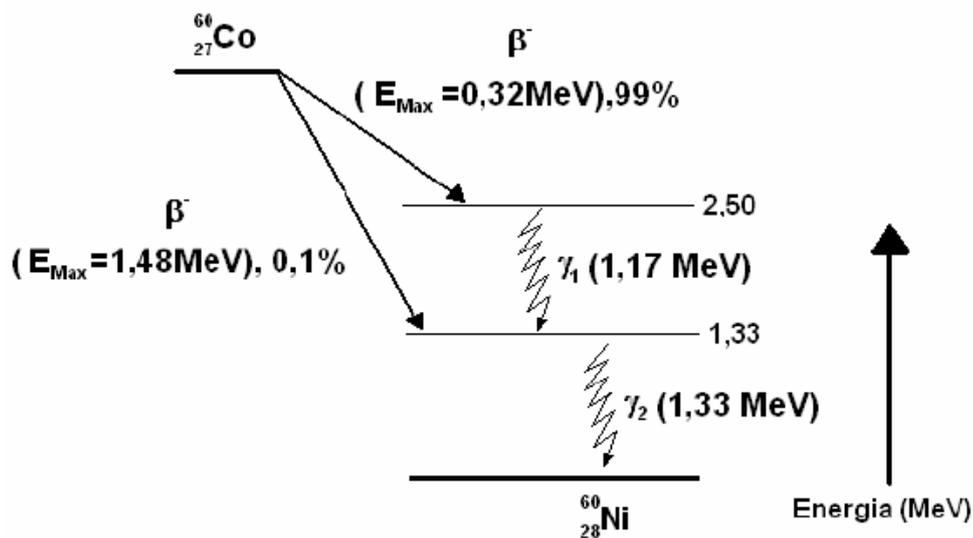
Portanto, esforços devem ser direcionados no sentido de prevenir incidentes e acidentes envolvendo materiais radioativos, bem como, na ocorrência, atuar prontamente para minimizar suas consequências. Impactos ambientais graves em consequência da liberação de radionuclídeos com altas concentrações de atividade como foi o caso da liberação de ^{137}Cs nos acidentes de Fukushima e Goiânia, e outros radionuclídeos artificiais, como por exemplo, ^{60}Co podem ser minimizados, utilizando ferramentas sustentáveis.

2.3 COBALTO – 60 (^{60}Co)

^{60}Co é um radionuclídeo artificial produzido a partir do bombardeamento de átomos estáveis do ^{59}Co por nêutrons (Equação 1). Este radionuclídeo possui meia-vida de aproximadamente 5,3 anos e decai para ^{60}Ni , conforme mostra o esquema da Figura 2 (PASTORELLO, 2006).



Figura 2 - Esquema de decaimento do ^{60}Co .



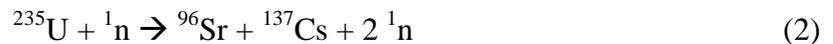
Fonte: Pastorello (2006).

Como subproduto de atividades nucleares, ^{60}Co pode ser acumulado em animais e vegetais. Exemplo desta acumulação foi evidenciada por Guimarães (1992), que submeteu peixes da espécie *Epinephelus sp.* em Angra dos Reis, Rio de Janeiro a ^{60}Co , obtendo como resultado a acumulação deste radionuclídeo, principalmente no fígado, na ordem de 10^3 kBq L^{-1} . Horník et al. (2005) também verificaram acumulação de ^{60}Co juntamente com ^{137}Cs em plantas da espécie *Helianthus annuus L.* (girassol), provando que este radionuclídeo é facilmente absorvido por vários indivíduos da cadeia trófica. Contudo, França et al. (2010) identificaram a bioacumulação do elemento químico Co (estável) em indivíduos florestais da espécie *Garcinia gardneriana*, variando de $0,5 - 8,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,1 - 1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ da

Hyeronima alchorneoides. Portanto, é difícil prever a acumulação de um radionuclídeo baseado na concentração basal de um elemento químico.

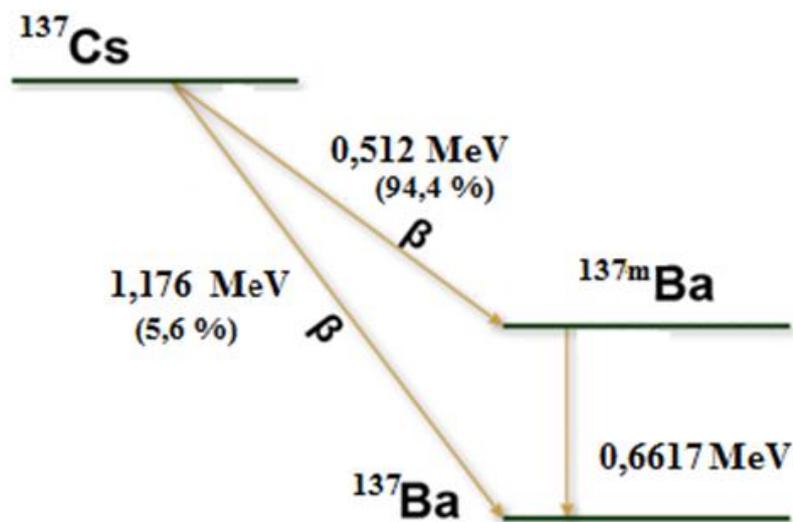
2.4 CÉSIO – 137 (^{137}CS)

Este radionuclídeo artificial é produzido a partir da fissão nuclear do ^{235}U (Equação 2). Encontra-se na família dos metais alcalinos e trata-se de um radionuclídeo com meia-vida de 30,14 anos que decai até ^{137}Ba , conforme pode ser observado no esquema da Figura 3 (RAMOS, 2006).



^{137}Cs é introduzido no ambiente por meio da ação antrópica, como por exemplo, por acidentes marinhos envolvendo materiais radioativos, navios ou submarinos nucleares naufragados, queda de aviões contendo material radioativo, armas nucleares e a reentrada na atmosfera de satélites que contenham combustível nuclear (FIGUEIRA et al., 1998; FIGUEIRA, 2000).

Figura 3 - Esquema de decaimento do ^{137}Cs .



Fonte: Adaptado de Ramos (2006).

Apesar de não haver constatação de expressiva contaminação do hemisfério Sul por meio de "fallout", verifica-se a presença desse radioisótopo em países dessa região, como por

exemplo, o Brasil (CASTRO, 2008). Saito et al. (2001), antes mesmo de Castro (2008), evidenciaram a presença de ^{137}Cs no Brasil, ao determinar o radionuclídeo em águas marinhas da Costa do Estado de São Paulo. Angeli et al. (2015) também identificaram traços deste radionuclídeo na região Nordeste do Brasil, no Estado da Bahia.

Nos processos metabólicos, o elemento químico céσιο comporta-se de forma semelhante ao potássio, tendendo a acompanhá-lo (WITTENBACH et al., 1995), depositando-se parcialmente nos músculos de seres vivos e possivelmente em plantas nativas da Costa Brasileira. Porém, o diferentemente do céσιο, o potássio é um elemento químico essencial, logo a participação do céσιο em processos bioquímicos em substituição ao potássio pode desencadear doenças, como por exemplo, câncer (UMISEDO, 2007).

De acordo com Pietrazak-Flis et al. (1996), ^{137}Cs é facilmente absorvido por cogumelos, podendo, desta forma, fazer parte da cadeia alimentar e, assim, ser incorporado pelo ser humano e por diversos animais.

2.5 BIOACUMULAÇÃO EM PLANTAS NATIVAS COSTEIRAS

Estuários, manguezais e floresta de restinga, típicos da Zona Costeira Brasileira, são ecossistemas complexos, cuja vegetação pode ser considerada uma das primeiras entradas de elementos químicos, incluindo radioativos, nos compartimentos desses ecossistemas (FRANÇA et al., 2010; PAIVA, 2014). Plantas nativas já foram identificadas como acumuladoras de elementos químicos e radionuclídeos em ecossistemas da Mata Atlântica impactados (ARAÚJO et al., 2009). Em manguezais sujeitos aos mais diferenciados graus de conservação, já foram observadas acumulação de K-40 nos solos (PAIVA et al. 2016).

Neto Silva (2015) observou por meio da Espectrometria de Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia (EDXRF) e por ICP-MS acumulação de 12 elementos químicos em 12 espécies vegetais nativas da Mata Atlântica do Estado de Pernambuco, assim como França et al. (2010) havia observado em outras espécies nativas de Mata Atlântica do Estado de São Paulo.

É importante ressaltar que as diversas plantas tropicais podem acumular diferentemente os mais variados elementos químicos presentes no solo. As acumulações mais expressivas em plantas tropicais são aquelas relacionadas a nutrientes como K e Ca, por exemplo (FRANÇA, 2006; FRANÇA et al., 2010). Radionuclídeos associados a esses elementos químicos, como ^{40}K , ^{226}Ra e ^{228}Ra podem, ser acumulados na vegetação de manguezais, assim como os radionuclídeos artificiais ^{90}Sr e ^{137}Cs (ELIAS et al., 2006;

YOSHIDA et al., 2004). No caso do ^{60}Co , a acumulação pode ocorrer devido à participação de seu isótopo estável na fixação biológica de nitrogênio (RILEY; DILWORTH, 1985).

Paiva (2014) identificou acumulação considerável dos radionuclídeos naturais ^{40}K e ^{228}Ra nas espécies vegetais *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp. do Estado de Pernambuco, demonstrando que tais espécies possuem potencial de bioacumulação de radionuclídeos naturais e, possivelmente, artificiais.

Como observado por França et al. (2015), as concentrações de atividade de ^{40}K nas folhas das espécies vegetais *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, analisadas por Paiva (2014), são semelhantes às verificadas em indivíduos destas espécies no complexo estuarino de Cananéia-Iguapé, São Paulo, demonstrando uniformidade na acumulação de radionuclídeos por espécies vegetais nativas de manguezais. Tais constatações podem ensejar a identificação de potenciais fitorremediadores de radionuclídeos por espécies nativas da Costa Brasileira.

2.6 FITORREMEDIAÇÃO

A fitorremediação se caracteriza pela utilização de plantas que possuem capacidade de absorção de contaminantes do substrato, promovendo sua descontaminação (SOUZA et al., 2011). Esta técnica apresenta elevado potencial de utilização, devido às vantagens que apresenta com relação a outras técnicas de remediação de contaminantes do solo (CUNNINGHAM et al., 1996):

- Custo inferior em comparação às técnicas tradicionalmente utilizadas envolvendo remoção do solo;
- Compostos orgânicos podem ser degradados a CO_2 e H_2O , removendo toda a fonte de contaminação, não havendo a necessidade de retirada das plantas;
- Facilidade na monitoração em comparação com microrganismos;
- Manutenção das propriedades biológicas e físicas do solo, ocorrendo até a melhora desses atributos;
- Incorporação de matéria orgânica ao solo, quando não há necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada;
- Fixação de nitrogênio atmosférico, no caso de leguminosas e plantas fixadoras não leguminosas;

- Controle da erosão ocasionada por processos eólico e hídrico, evitando, assim, o carreamento de contaminantes com a água e com o solo e, por conseguinte, redução da possibilidade de contaminação de lagos e rios;
- Minimização do movimento descendente de água contaminada de camadas superficiais do solo para o lençol freático;
- Possibilidade de incorporação em projetos paisagísticos, pois plantas são mais favoráveis esteticamente do que qualquer outra técnica de biorremediação e podem ser implementadas com mínimo distúrbio ambiental, evitando escavações e tráfego pesado;
- Utilização de energia solar para realização do processo, devido à alta probabilidade de aceitação pública.

A fitorremediação de substâncias químicas ocorre por diferentes processos tais como fitoextração, fitoestabilização, fitodegradação e fitovolatilização (Tabela 3). Para todas as técnicas citadas, é importante ressaltar que a obtenção de resultados satisfatórios é baseada no conhecimento dos mecanismos dessas técnicas, possibilitando a seleção e a utilização correta, assim como depende das condições específicas de cada local e de cada contaminante presente, principalmente o conhecimento sobre a concentração basal no substrato (JACQUES et al., 2007).

2.6.1 Fitoextração

O princípio da fitoextração se baseia na utilização de plantas para remover contaminantes do solo, acumulando-os nas raízes e na parte aérea dos vegetais. Fatores como o grau de contaminação do solo, biodisponibilidade do contaminante, capacidade de acumulação das plantas e sua produção de biomassa são de fundamental importância para um resultado satisfatório. A vantagem da fitoextração é o fato de poder ser utilizada em grandes áreas apresentando custo reduzido, além de ser um mecanismo conservacionista (ASSIS et al., 2010).

Tabela 3 – Técnicas de fitorremediação.

Técnica	Meta	Meios	Contaminantes	Espécies
Fitoextração	Captura e extração	Solo, sedimento, lodos.	Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn, ⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu, ²³⁴ U, ²³⁸ U.	<i>Brassica juncea</i> , <i>Helianthus annuus</i> , <i>Populus nigra</i> .
Fitoestabilização	Contenção	Solo, sedimento, lodos.	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn.	<i>Brassica juncea</i> , <i>Populus</i> , gramíneas.
Fitodegradação	Destruição	Solo, sedimento e lodos e águas de superfície e subterrâneas.	Orgânicos, solventes clorados, herbicidas.	<i>Populus nigra</i> , <i>Cupressus lusitanica</i> .
Fitovolatilização	Extração com liberação ao ar	Águas subterrâneas, solo, sedimento.	Solventes clorados.	<i>Populus</i> , <i>Medicago sativa</i> .

Adaptado de USEPA (2000).

Zeitouni et al. (2007), ao testarem a capacidade de plantas como a mamona, o girassol, a pimenta da Amazônia e o tabaco, em extrair B, Cu e Zn de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico em Campinas, Estado de São Paulo, demonstraram que o tabaco *Nicotiana tabacum* (tabaco) é mais eficiente que os outros vegetais na acumulação dos elementos químicos. Zeitouni et al. (2007) encontraram valores de até 13 mg kg⁻¹ de Cd e de até 880 mg kg⁻¹ de Zn na parte aérea da *Nicotiana tabacum*.

Gabos et al. (2011) avaliaram o desempenho do girassol (*Helianthus annuus*) como fitorremediadora de áreas contaminadas com B, Cu e Zn. O estudo conduzido em Campinas, São Paulo, evidenciou que o girassol apresenta potencial para ser cultivada em áreas contaminadas com resíduo metálico, podendo ser considerado uma espécie fitoextratora de boro.

2.6.2 Fitoestabilização

Na fitoestabilização ocorre imobilização dos contaminantes presentes no solo. Esta técnica pode ser empregada para reduzir a dispersão de contaminantes no ambiente

(SANTOS et al., 2007). Conforme estudo de Souza et al. (2011) sobre o potencial de plantas de mucuna-preta (*Stizolobium aterrimum*) em Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa, em Campinas, São Paulo, afirmou que a espécie possui boa tolerância ao Pb e pode ser indicada como fioestabilizadora de solos contaminados com este elemento químico.

Pereira et al. (2012) estudaram o potencial das espécies arbóreas *Cordia africana* Lam., *Mimosa caesalpineafolia* Benth., *Acacia angustissima* (Mill.) Ktze. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan na fitoestabilização de metais presentes em um substrato contaminado em Itaguaí, Rio de Janeiro. Os resultados indicaram que as espécies arbóreas estudadas apresentaram tolerância a áreas contaminadas com Cd, sendo as raízes o compartimento de maior acumulação.

Magalhães et al. (2011) conduziram um experimento com o objetivo de avaliar o potencial das espécies *Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus saligna* em conjunto com resíduos siderúrgicos na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. O experimento realizado utilizou o solo de uma área de minério do Porto de Itaguaí, em Itaguaí, Rio de Janeiro. Após os testes, verificou-se que a *Eucalyptus saligna* apresentou maior acúmulo total de zinco e a biodisponibilidade de zinco no solo foi diminuída, ao adicionar EDTA como substância inertizante.

2.6.3 Fitodegradação

Este processo de fitorremediação estimula a atividade microbiana, atuando na degradação do contaminante no solo (SANTOS et al., 2007). A interação entre raiz e solo promove a proliferação da comunidade microbiana na região da rizosfera, pela exsudação de nutrientes, aminoácidos e polissacarídeos da planta. Para a obtenção de resultados, ao utilizar essa técnica, inicialmente é preciso identificar qual espécie apresenta melhor capacidade de promover a proliferação microbiana. Como exemplo, tem-se a espécie de *Stizolobium aterrimum* que apresentou uma boa capacidade de descontaminação de solo contaminado com herbicidas (SANTOS et al., 2007).

Pires et al. (2005) avaliaram a atividade rizosférica de quatro espécies vegetais com potencial para fitorremediação do herbicida tebuthiuron. Os pesquisadores analisaram o solo rizosférico do feijão de porco (*Canavalia ensiformis*), do milheto (*Pennisetum glaucum*), da mucuna-anã (*Stizolobium deeringianum*) e da mucuna-preta (*Stizolobium aterrimum*). Como resultado, observou-se que o solo rizosférico do feijão de porco apresentou uma maior taxa de evolução de CO₂ e tolerância ao herbicida tebuthiuron.

2.6.4 Fitovolatilização

A técnica de remediação por fitovolatilização baseia-se na capacidade de algumas espécies de plantas de metabolizar determinados compostos tóxicos tornando-os não tóxicos ou menos tóxicos. Neste caso, compostos orgânicos podem ser translocados para outros tecidos da planta, e então volatilizados, podendo sofrer degradação parcial ou completa em compostos menos tóxicos, combinados e/ou ligados a tecidos das plantas (PIRES et al., 2003).

Jesus et al. (2009) avaliaram a eficiência de espécies *Helianthus annuus*, *Canavalia ensiformis*, *Dolichos lab lab* e *Arachis hypogaea* na remediação em Argissolo Vermelho-Amarelo contaminado com o herbicida sulfentrazone, concluindo que todas as espécies cultivadas são tolerantes ao sulfentrazone e apresentam potencial de remediação de solo contaminado. Porém houve destaque para a espécie *Helianthus annuus*, que apresentou melhor capacidade de remediação de solo contaminado com esse herbicida por volatilização.

De acordo com Procópio et al. (2005), a eficiência na remediação em solo contaminado com o herbicida trifloxysulfuron-sodium foi testada com as espécies *Calopogonium mucunoides*, *Crotalaria juncea*, *Crotalaria spectabilis*, *Vicia sativa*, *Cajanus cajan*, *Canavalia ensiformis*, *Medicago sativa*, *Dolichus lab lab*, *Penisetum glaucum*, *Stylosantes guianensis*, *Mucuna deeringiana*, *Mucuna cinereum*, *Mucuna aterrima*, *Raphanus sativus* e *Lupinus albus*. A melhor eficiência na descontaminação do trifloxysulfuron-sodium em solo foi obtida pelas espécies do gênero *Mucuna*.

Observações semelhantes a essas foram evidenciadas por Santos et al. (2006), ao empregar a espécie de feijão de porco (*Canavalia ensiformis*) como adubo verde, os autores concluíram que a espécie era eficiente na remediação de Argissolo Vermelho–Amarelo (textura argilo–arenosa) contaminados com o herbicida *trifloxysulfuron-sodium* em Coimbra, Minas Gerais.

Em manguezais, os resultados indicam capacidade de fitorremediação por fitoestabilização de Cu, Pb e Zn, uma vez que as espécies podem absorver, acumular nas raízes e manter esses elementos químicos no compartimento biológico. Contudo, a translocação para as folhas é considerada baixa quando comparada com plantas hiperacumuladoras (MACFARLANE et al., 2007).

2.7 MANGUEZAIS

Segundo Lourenço et al. (2002), manguezal é uma formação vegetacional costeira, caracterizada pela mistura de águas continentais e oceânicas, solos ricos em matéria orgânica, concentrações relativamente altas de sais e fisionomia vegetal típica. As espécies de plantas e animais dos manguezais brasileiros vivem muito perto dos limites de tolerância a condições ambientais extremas sendo, por isso, considerado um ambiente único. Pelo fato de poucas espécies vegetais serem capazes de tolerar salinidade, inundação, temperatura, ventos, entre outros fatores, a diversidade vegetal desse ecossistema é normalmente baixa (VANNUCCI, 2001).

Os mangues brasileiros possuem como representantes da flora as espécies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp. (KJERFVE; LACERDA, 1993), que são plantas halófitas ou pelo menos tolerantes à salinidade (VANNUCCI, 1999). A maioria das espécies também cresce em água doce, mas o crescimento é estimulado por condições salinas, apresentando crescimento máximo em baixas concentrações de sal (BALL, 1998). Além disso, nessas condições essas espécies dominam por exclusão competitiva de outras que não toleram tais condições (VANNUCCI, 2001).

Para se estabelecer em ambientes salinos ou fisiologicamente secos, os mangues possuem adaptações xerófitas, incluindo a presença de tecidos de armazenamento de água, de estômatos em depressão (abaixo das células epidérmicas) e de aerênquima (TOMLINSON, 1986). Algumas espécies possuem glândulas secretoras de sal, que conferem maior tolerância e flexibilidade em lidar com as flutuações no fluxo de sal para a parte aérea (YE et al., 2005). Por exemplo, Sobrado (2004) verificou que as taxas de secreção de sal em *L. racemosa* aumentaram com o incremento da salinidade em ambos os experimentos de campo e estufa.

Outra característica comum às espécies de manguê é a alocação de sal nas folhas (CRAM et al, 2002), o que resulta em um aumento na suculência foliar (SUÁREZ; SOBRADO, 2000), devido ao desenvolvimento do tecido hipodérmico (TOMLINSON, 1986). Um mecanismo de ultrafiltração de sais nas raízes também está presente em várias espécies (SCHOLANDER et al., 1962).

De acordo com as estratégias de tolerâncias ao sal, as espécies podem ser classificadas em sal-secretoras, quando secretam o sal por meio de glândulas de sal, sal-acumuladoras, quando acumulam sal nas células, sobretudo nos vacúolos, e/ou sal-excludentes, quando eliminam parte do sal a partir da ultrafiltração nas células das raízes. Neste contexto, a revisão

feita por Parida e Jha (2010) mostra que as espécies do gênero *Rhizophora* são sal-excludentes e sal-acumuladoras, as de *Laguncularia* são secretoras e as de *Avicennia* são sal-excludentes, sal-secretoras e sal-acumuladoras.

Quanto à tolerância ao sal pelas plantas, Fernandes e Peria (1995) verificaram que as espécies de *Rhizophora* são menos tolerante (desenvolvendo-se melhor em locais com 50 partes de sal por 1.000 partes de água), sendo aquelas do gênero *Avicennia* mais tolerantes (conseguindo sobreviver em locais onde as águas intersticiais chegam a conter 65 a 90 partes de sal por 1.000 partes de água). As espécies de *Laguncularia* possuem tolerância intermediária.

2.7.1 *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae)

Rhizophora mangle L. (Figuras 4 e 5), conhecida popularmente como mangue vermelho, pertence à família Rhizophoraceae, a qual possui distribuição pantropical e inclui 16 gêneros e cerca de 150 espécies. No Brasil, ocorrem 4 gêneros e cerca de 15 espécies (SOUZA; LORENZI, 2008).

Figura 4 – Características gerais das folhas e flores de *Rhizophora mangle*.

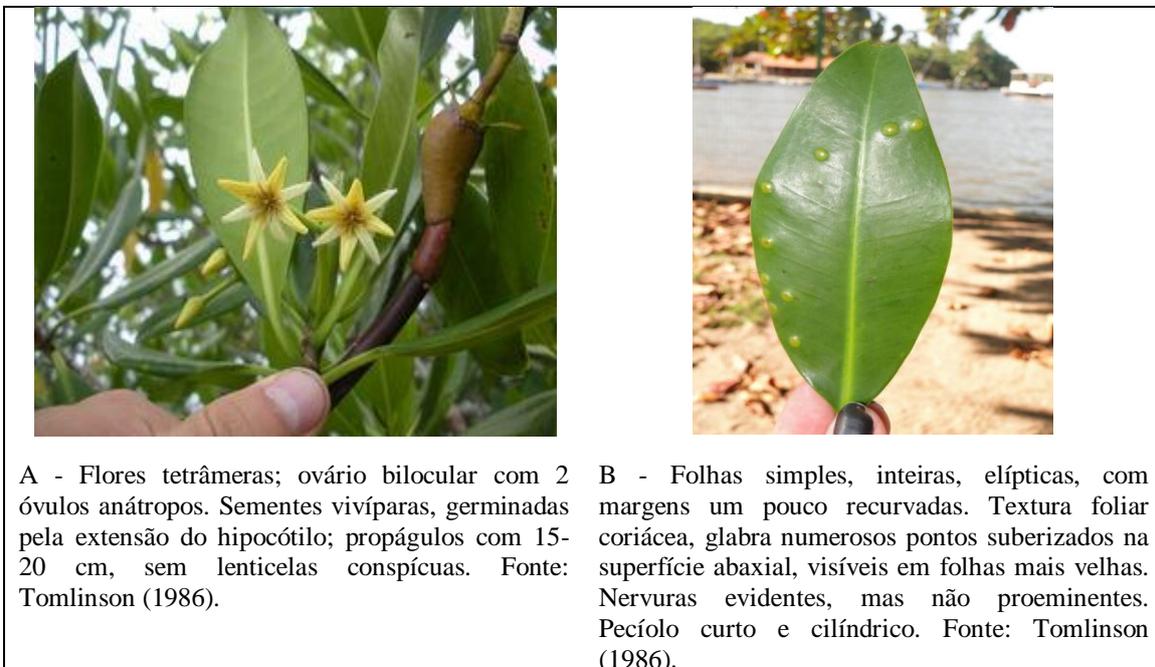


Figura 5 – Características gerais dos rizóforos de *Rhizophora mangle*.



C - Presença de rizóforos com geotropismo negativo, responsável por fornecer estabilidade no sedimento inconsistente, os quais, quando em contato com o solo, formam as raízes. Fonte: Menezes (2006).

D - *Rhizophora mangle* no Manguezal Chico Science. Fonte: Paiva (2014).

2.7.2 *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (Combretaceae)

Laguncularia racemosa (L.) Gaertn (Figura 6), conhecida popularmente como mangue branco, pertence à família Combretaceae, a qual possui distribuição predominantemente pantropical e inclui cerca de 20 gêneros e entre 400 e 500 espécies. No Brasil, ocorrem 6 gêneros e aproximadamente 60 espécies (SOUZA; LORENZI, 2008). A *Laguncularia racemosa* é uma espécie típica de mangue com distribuição restrita na América e Oeste da África (TOMLINSON, 1986).

2.7.3 *Avicennia schaueriana* Stapft & Leechm (Acanthaceae)

Avicennia schaueriana Stapft & Leechm (Figura 7), conhecida popularmente como mangue preto ou siriúba, pertence à família Acanthaceae, a qual possui distribuição predominantemente pantropical e inclui cerca de 200 gêneros e 3.000 espécies. No Brasil, ocorrem 44 gêneros e cerca de 500 espécies da Família Acanthaceae (SOUZA; LORENZI, 2008).

Figura 6 – Características gerais de *Laguncularia racemosa*.



A - Cada flor com 5 pétalas arredondadas e pilosas e 10 estames em duas séries de 5, inseridas em níveis diferentes. Flores masculinas com estames funcionais e ovário ausente. Flores femininas com estames não-funcionais e ovários bem desenvolvidos com 2 óvulos funcionais. Flores perfeitas, com dimensões de flores femininas e estames e óvulos funcionais. Fonte: Tomlinson (1986).

B - Lâmina foliar um pouco carnosa, elíptica a oblonga, margem inteira, arredondada a ligeiramente emarginada apicalmente. Base truncada e glabra. Folhas com pecíolo curto, apoiando duas glândulas circulares na superfície adaxial da lâmina. Árvores dióicas ou hermafroditas. Fonte: Tomlinson (1986).



C - Raízes subterrâneas extensas, suportando pneumatóforos e raízes de absorção. Casca áspera, fissurada, cinza. Ramos com numerosas lenticelas proeminentes. Fonte: Tomlinson (1986).

D - *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (Combretaceae) no Manguezal Chico Science. Fonte: Paiva (2014).

De acordo com Paiva (2014), a *Avicennia* sp. é uma acumuladora de ^{40}K , fato este evidenciado ao quantificar, em folhas de alguns indivíduos, por meio da espectrometria de raios gama, concentrações de atividade média de 620 Bq kg^{-1} no Manguezal Chico Science, em Olinda, Pernambuco e de 448 Bq kg^{-1} no Manguezal Rio Arinquindá, Rio Formoso, Pernambuco. O autor ainda verificou que a *Avicennia* sp. possui fraca tendência de acumulação de ^{228}Ra e ^{226}Ra , já que os resultados se mostraram inferiores ou muito próximos a atividade mínima detectável - AMD da técnica analítica nuclear utilizada ($<0,3 \text{ Bq kg}^{-1}$).

Figura 7 – Características gerais de *Avicennia schaueriana*.



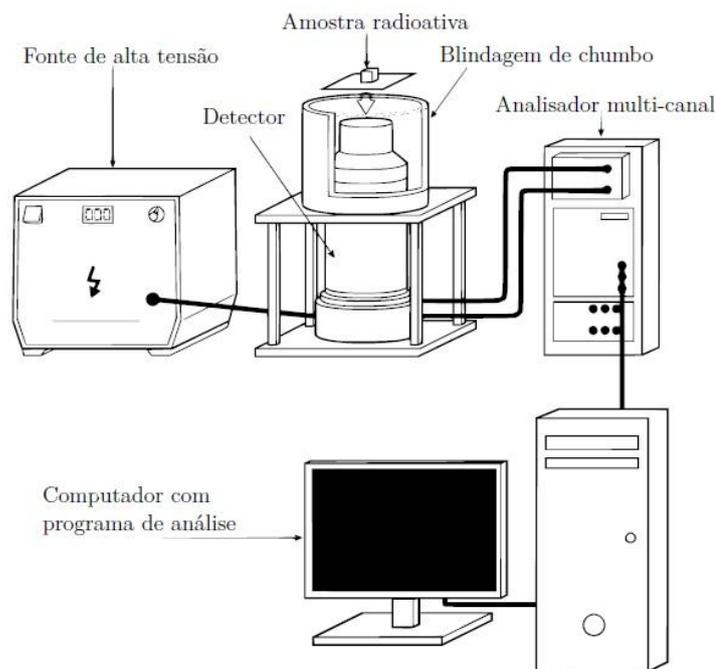
2.8 ESPECTROMETRIA DE RAIOS GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO – HRGRS

Espectrometria Gama de Alta Resolução é uma técnica de identificação ou quantificação de radionuclídeos pela análise do espectro de energia produzido por um detector de radiação gama. É empregado em diversas atividades como monitoração ambiental, medicina nuclear, monitoração de corrosão de reatores nucleares, teste de materiais e monitoração de processos industriais (ORTEC, 2014).

Os detectores de raios gama são semicondutores baseados na ionização destes materiais sob a incidência de raios gama (L'ANNUNZIATA, 2003). Diversos cristais são utilizados como semicondutores, sendo o germânio de alta pureza (*high-purity germanium* ou *HPGe*) o material mais utilizado (KNOLL, 2010).

Quando a radiação gama oriunda da amostra é absorvida por estes cristais semicondutores, um par elétron-lacuna é formado. Estes pares são transportados sob um campo elétrico externo para os eletrodos onde um pulso é gerado com amplitudes que são diretamente dependentes do tipo de interação (efeito fotoelétrico, espalhamento Compton ou produção de pares) e a energia do fóton incidente. Tais cargas elétricas são amplificadas, digitalizadas, filtradas e interpretadas pelo programa do computador (Figura 8) (L'ANNUNZIATA, 2003).

Figura 8 - Ilustração de um sistema de espectrometria gama.



Fonte: Arine (2017).

A aquisição do espectro, após a amostra ser posicionada próximo ao detector, é realizada a partir dos sinais gerados pelo sistema, que são atribuídos valores de energia e posteriormente registrados por um analisador digital multicanal. Cada evento é registrado em um canal de energia correspondente. O espectro gama é efetivamente um histograma de contagens de emissões gama que são observadas pelo sistema (GILMORE, 2008).

Usualmente, detectores HPGe são capazes de detectar raios gama de 30 a 3000 keV, que são registrados ao longo de espectros com 8192 canais (CANBERRA, 2003).

A eficiência na detecção de raios gama, razão entre eventos observados e eventos ocorridos, não é constante ao longo do espectro de energia de radiação. A atenuação da radiação gama incidente no material do detector é diretamente dependente do detector, número atômico dos elementos que compõem a amostra e energia da radiação incidente (KNOLL, 2010). Desta forma, contagens de amostras de diferentes materiais, geometrias e volumes devem ser corrigidos através de diferentes curvas de eficiência.

O tempo de aquisição (também chamado de tempo de contagem) é escolhido de acordo com a estatística do evento que se deseja observar, levando em consideração a eficiência do detector para aquele tipo de amostra, radionuclídeos de interesse, geometria da amostra, massa, interferências e limites de detecção determinados pelo laboratório. Devido à atividade dos radionuclídeos na amostra, os registros das emissões gama que são observadas pelo detector formam picos de contagens. O centroide destes picos, isto é, a energia média das emissões daquelas regiões com maior concentração de contagens, corresponde à energia de emissão dos radionuclídeos (L'ANNUNZIATA, 2003).

Em um sistema hipoteticamente ideal, sendo a energia dos raios gama totalmente absorvida pelo material do detector e que não houvesse interferências eletrônicas, as emissões registradas no espectro se assemelhariam a linhas (KNOLL, 2010). No entanto, devido a propriedades da estrutura da matéria e imperfeições nos componentes eletrônicos do detector, as contagens das emissões são dispersas, produzindo picos que se assemelham a curvas gaussianas com um suave caudeamento (*tailing*) no lado de menor energia.

2.8.1 Calibração em eficiência

A eficiência está relacionada ao número de interações de radiações ocorridas dentro do volume sensível do detector (CID, 2011). Quanto maior o número de interações, maior será a eficiência de um pico de energia. Após o sistema ser calibrado em energia e identificado os fotopicos de cada fonte emissora de radiação gama, é possível determinar o número de eventos relacionados com cada emissão gama durante um intervalo de tempo. Isto permite construir a curva de eficiência específica para a geometria e o material a ser analisado. Para tanto, podem-se empregar padrões certificados em que as atividades das fontes de raios gama emissoras são bem conhecidas. Posteriormente, são ajustados modelos semi-empíricos para a obtenção das curvas de eficiência para cada detector a ser utilizado. Contudo, em tal

procedimento, há grande geração de resíduos radioativos devido à dopagem da amostra por radionuclídeos de concentração de atividade considerável e meia-vida longa, como, por exemplo, o ^{152}Eu . Esse radionuclídeo é emissor gama com diversos fotopicos na faixa de interesse para a quantificação de núclídeos naturais.

2.8.2 Atividade Mínima Detectável - MDA

Geralmente as concentrações de atividade dos radionuclídeos determinados em pesquisas ambientais são baixas, ficando muitas vezes próximos a radiação de fundo natural. Por isso, é necessário estimar a mínima atividade detectável (Minimum Detectable Activity - MDA), a qual se define como menor valor de atividade que poderia ser determinado pelo detector (KNOLL, 2010). Essa grandeza depende da composição da amostra, da energia da radiação incidente, da distância fonte-detector, da eficiência de detecção e da radiação fundo natural; podendo ser calculada do acordo com a Equação 3 (CANBERRA, 2003).

$$\text{MDA} = \frac{LD}{\varepsilon \cdot t \cdot I \cdot m} \quad (3)$$

em que, LD é limite de detecção (Bq kg^{-1}), ε é a eficiência de detecção para energia de interesse; t é o tempo de medição (s); I é a probabilidade de emissão do fóton para cada energia e m é a massa seca da amostra (kg).

2.9 TÉCNICAS ANALÍTICAS NÃO NUCLEARES

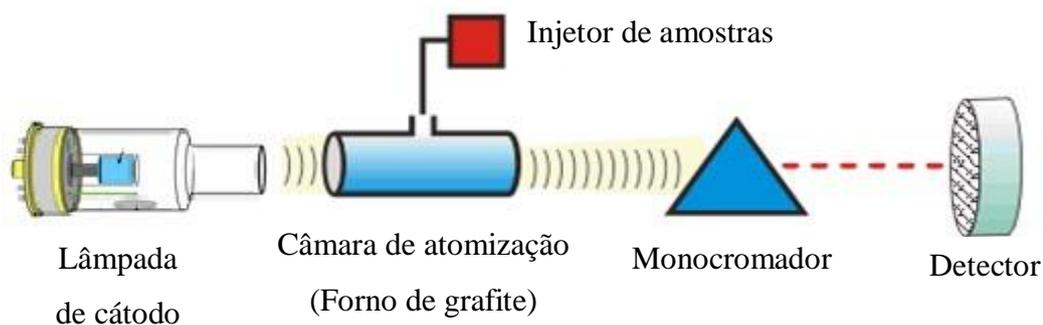
Embora a quantificação de ^{60}Co e ^{137}Cs por EGAR seja relativamente fácil, para o conhecimento das concentrações basais dos respectivos isótopos estáveis, é necessário aplicar técnicas analíticas como a Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite - GFAAS e a Espectrometria de Massas com Fonte de Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-MS para a quantificação dos elementos químicos Co e Cs estáveis, respectivamente.

2.9.1 Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite (GFAAS)

Esta técnica analítica é baseada na medição da absorção da radiação eletromagnética por átomos gasosos no estado fundamental, a partir da atomização em alta temperatura em

forno de grafite. A GFAAS é empregada na determinação de elementos químicos em diversas matrizes ambientais como água, solo, sedimentos, plantas e alimentos (WELZ; SPERLING, 1999). Para a análise, utiliza-se de um espectrômetro, formado por um sistema de atomização, uma fonte de radiação, um conjunto monocromador e um detector (Figura 9). A presença do atomizador é essencial para a produção dos átomos gasosos no estado fundamental, que absorvem a radiação de comprimento de onda característico da fonte de radiação (lâmpada de cátodo oco), permitindo a determinação da concentração do elemento químico a partir de uma curva analítica construída por meio de padrões internos (LAJUNEN, 1992). As principais fontes de radiação utilizadas são as lâmpadas de cátodo oco, capazes de emitir radiação nas regiões visível e ultravioleta do espectro eletromagnético (WELZ; SPERLING, 1999).

Figura 9– Esquemas de funcionamento do GFAAS.



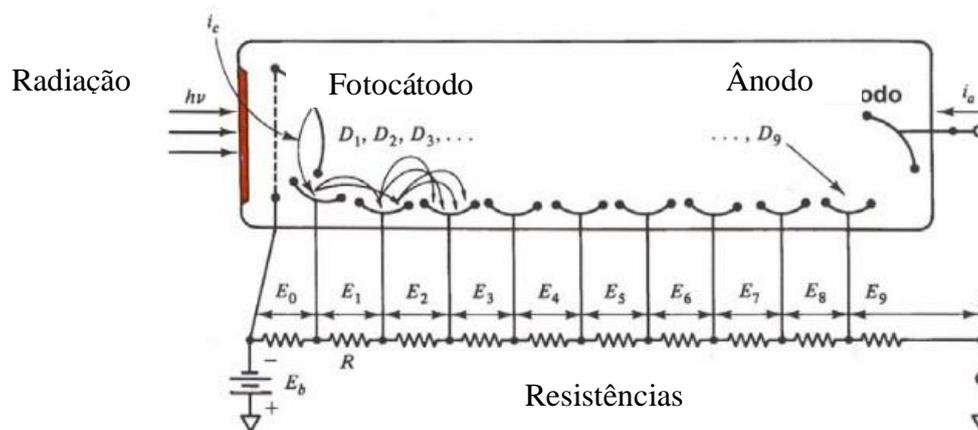
Fonte: Krug et al. (2004).

GFAAS, mesmo sendo sensível e versátil, está exposta a alterações decorrentes das variações de temperatura, da taxa de aquecimento do tubo de grafite, do volume injetado de amostra, da radiação emitida da fonte, dos modificadores de matriz e das diluições, assim como às correções aplicadas durante a análise, como, por exemplo, o efeito Zeeman (BUTCHER; SNEDDON, 1998).

Nesta técnica, a solução da amostra a ser analisada, junto com possíveis modificadores de matriz, é transferida para o forno de grafite, nos quais uma rampa de temperatura é aplicada. Na temperatura apropriada de até 2.600 °C, dependendo do elemento químico, o solvente é evaporado, as partículas formadas são fundidas e atomizadas. A radiação de um elemento químico a ser determinado cruza o sistema de atomização, no qual uma parcela da luz é absorvida pelos átomos do analito de acordo com a Lei de Lambert – Beer. O espectro a

ser lido é separado por um monocromador, composto por uma célula fotomultiplicadora (Figura 10) que é responsável por registrar o sinal (VOGEL, 1986).

Figura 10- Corte esquemático de válvula fotomultiplicadora.



Fonte: Krug et al. (2004).

A energia necessária para atomização é alcançada quando uma corrente elétrica passa pelo tubo de grafite em que a solução da amostra é depositada. O forno encontra-se alinhado na posição do espectrofotômetro para que a luz da fonte passe no centro do tubo e a nuvem de átomos gerada pela amostra absorva a luz emitida pela lâmpada de cátodo oco (VOGEL, 1986).

GFAAS pode teoricamente determinar quaisquer analitos presentes em diversas matrizes ambientais. Para Co, o limite de detecção é da ordem de $\mu\text{g kg}^{-1}$ com a vantagem de não necessitar de modificadores de matrizes (DOBROWOLSKI; OTTO, 2012).

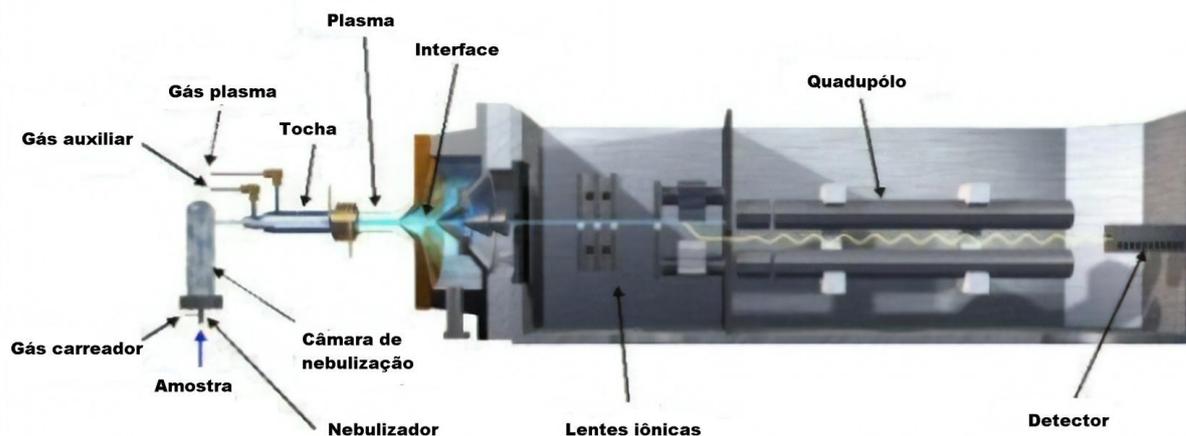
2.9.2 Espectrometria de Massas com Fonte de Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-MS)

A Espectrometria de Massa com Plasma Acoplado Indutivamente – ICP-MS é uma das mais importantes técnicas devido aos seus baixos limites de detecção para a maioria dos elementos químicos, ao seu alto grau de seletividade e à precisão e exatidão. Oferece ainda, limites de detecção na faixa de partes por trilhão (ppt), além de permitir a quantificação no nível de partes por milhão (DELVES, 1988).

Convencionalmente, a solução da amostra é introduzida por um nebulizador na região central do plasma à pressão atmosférica para a sua dissociação em átomos, sendo

eficientemente ionizada. A tocha é montada horizontalmente, servindo como atomizador e ionizador, já a discriminação é realizada pelo analisador de massas quadrupolo para a separação com base na relação carga-massa. Finalmente, ocorre a detecção, conforme ilustrado na Figura 11 (DELVES, 1988).

Figura 11 – Ilustração de análise química por ICP-MS.



Fonte: Nunes (2009).

A introdução das amostras no ICP-MS é dada por ablação a laser, por acoplamento a um gerador de hidretos, por vaporização eletrotérmica ou por acoplamento a cromatógrafo líquido de alta eficiência ou a cromatográfico gasoso. Em geral, as amostras são introduzidas por meio de nebulização através de uma câmara de nebulização, pois apresenta melhores condições de homogeneidade, de facilidade de manipulação e de disponibilidade de soluções padrão de referência para calibração (SILVA FILHO, 2018).

A fonte de íons é composta basicamente por instrumentos de geração de plasma e da tocha para a atomização da solução injetada pelo sistema de introdução de amostras líquidas. O plasma é uma mistura gasosa condutora de eletricidade e que possui uma elevada concentração de cátions e elétrons, de forma tal que a carga resultante seja zero. No plasma de argônio, os íons de argônio e os elétrons são as principais espécies condutoras, sendo acompanhados de uma pequena quantidade de átomos provenientes da amostra. Estes íons de argônio uma vez em estado de plasma pode absorver energia de campos elétricos e magnéticos induzidos por uma bobina de radiofrequência para manter a energia cinética em um nível na qual uma ionização adicional mantém o plasma indefinidamente. Este tipo de

plasma chega a temperaturas próximas a 10.000 K que é apropriada para promover a ionização das espécies elementares (HOLLER et al., 2009; NUNES, 2009).

A tocha consiste de três tubos concêntricos de quartzo para direcionar o fluxo de gás argônio. A ionização inicial do argônio que flui na tocha se dá por meio de um arco voltaico gerado por uma bobina Tesla. Os íons gerados e seus elétrons interagem com o campo magnético flutuante produzido pela bobina de indução. Esse processo proporciona um fluxo dos íons e os seus elétrons que estão no interior da bobina por rotas anelares fechadas. A resistência a este fluxo gera o aquecimento ôhmico do plasma (HOLLER et al., 2009). Outro componente muito importante de um ICP-MS é a interface que acopla a tocha ao sistema de seleção e detecção de massas que operam a pressões menores que 10^{-4} torr (HOLLER et al., 2009).

Os íons formados no plasma são direcionados a um cone de amostragem, construído de níquel ou platina, que se encontra a baixa pressão e possui entrada de cerca de 1,0 mm de diâmetro. Após passar pelo primeiro cone, o cone de amostragem, o gás se expande devido à baixa pressão e passa por um segundo cone, chamado *skimmer*, sendo que grande parte do argônio é bombeado para fora. Por fim, o feixe de íons se expande novamente e passa por um terceiro cone, chamado *hyperskimmer*, sendo focalizado para o sistema analisador de massas quadrupolar (HOLLER et al., 2009).

As lentes iônicas (Figura 11) têm como funções a condução dos íons da interface até os quadropolos discriminadores, a separação de espécies neutras e fótons, que resulta no aumento da sensibilidade, e a garantia de linearidade do ICP-MS (PERKINELMER, 2009). Já o analisador de massas quadrupolo consiste de dois pares de cilindros paralelos e equidistantes a um eixo central, nos quais são aplicadas diferenças de potenciais no intuito de selecionar e conduzir os íons de interesse (SILVA FILHO, 2018).

Atualmente, o detector multiplicador de elétrons é o mais utilizado nos equipamentos de ICP-MS. Neste tipo de detector, os íons que atingem uma superfície, composta por uma camada muito fina de cobre-berílio, arrancam de 3 a 4 elétrons para cada íon que colide (NUNES, 2009). Os elétrons ejetados percorrem um caminho curvo antes de atingir o primeiro dinodo. Este dinodo libera elétrons secundários que são direcionados ao dinodo seguinte, repetindo-se esse processo inicial até que o ganho final seja da ordem de 10^4 a 10^6 . Essa sequência de eventos gera um pulso de elétrons que é finalmente capturado pelo coletor multiplicador ou ânodo (SILVA FILHO, 2018).

A utilização de ICP-MS para determinação de césio em matrizes ambientais não é tão simples devido à necessidade de uma quantidade de energia maior para ionizar o

elemento químico, porém vem sendo bastante empregada inclusive em estudos sobre ^{134}Cs e ^{137}Cs (OHNO; MURAMATSU, 2014).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Baseado no trabalho de Paiva (2014), verificou-se acumulação de ^{40}K em grande concentração de atividade em folhas. O fato de K ser um elemento químico pertencente ao mesmo grupo do Cs, na tabela periódica, sugere-se acumulação de ^{40}K juntamente ao ^{137}Cs nestas espécies vegetais. Além disso, a fixação biológica de nitrogênio realizada pelas espécies nativas pode necessitar de Co como cofator, favorecendo, possivelmente, a acumulação de ^{60}Co pelas plantas (RILEY; DILWORTH, 1985). A presente tese de doutorado foi dividida em 3 etapas conforme mostra o fluxograma de atividades realizadas ilustrado na Figura 12.

3.1 ETAPA I – ADAPTAÇÃO DAS PLÂNTULAS

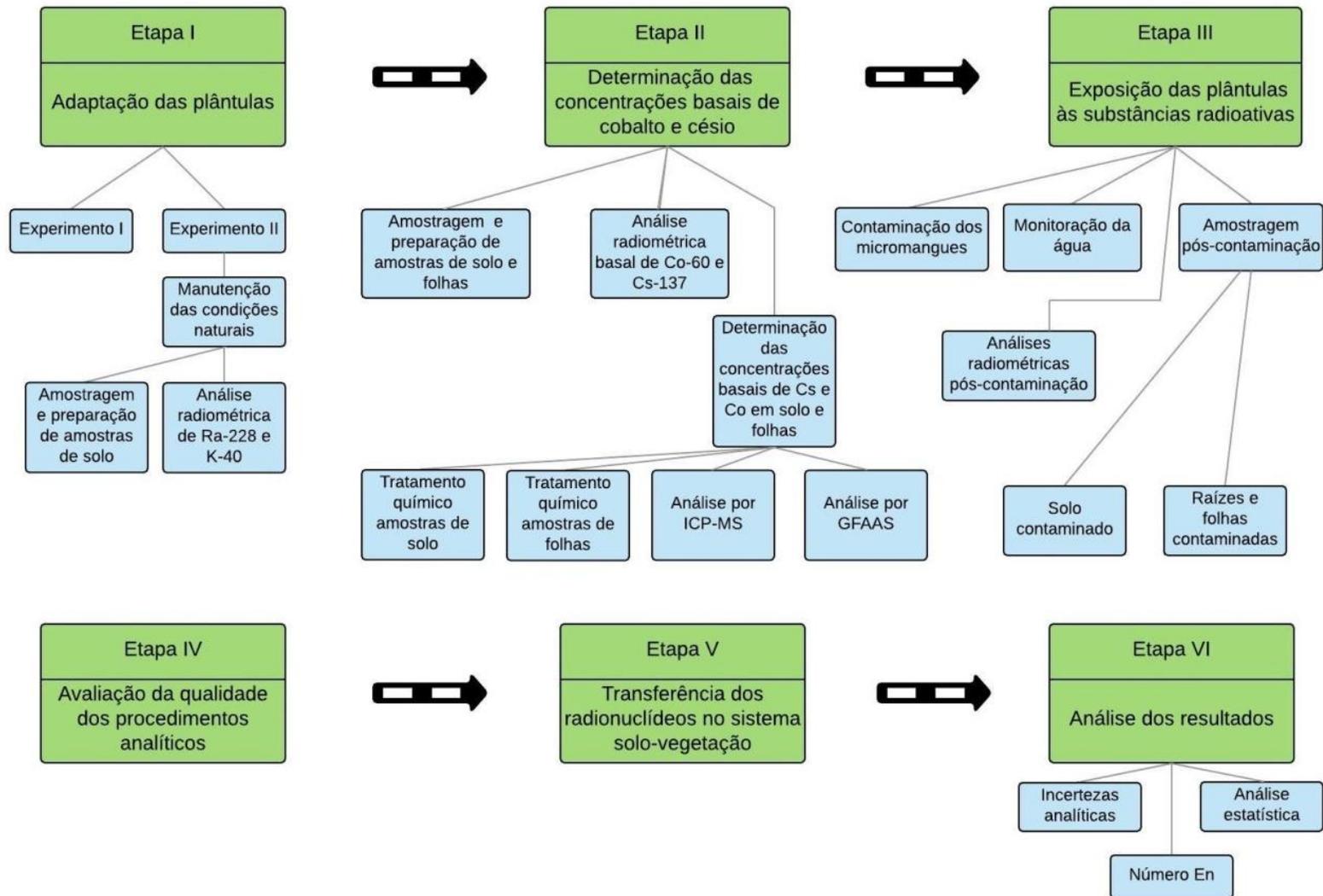
Para o desenvolvimento da pesquisa, inicialmente foram coletadas 24 plântulas da espécie vegetal *Rhizophora mangle* com seus respectivos substratos às margens do Rio Arinquiná, Pernambuco.

3.1.1 Experimento I

A coleta foi realizada no manguezal às margens do Rio Arinquiná, localizado nas coordenadas de latitude $8^{\circ}40'05''\text{S}$ e longitude $35^{\circ}06'40''\text{W}$, entre o município de Tamandaré e Rio Formoso, litoral sul de Pernambuco. Este local foi selecionado devido ao grau de conservação do manguezal (Figura 13).

Imediatamente após a retirada, as plântulas e seus respectivos substratos foram conduzidos ao Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE), localizado na cidade de Recife, Pernambuco, em recipientes (8 cm^3) para o cultivo em casa de vegetação. As plântulas tinham altura média de 22,5 cm e no mínimo quatro folhas, conforme observado na Figura 14.

Figura 12 - Fluxograma de atividades.



Fonte: O autor.

Figura 13 – Manguezal às margens do Rio Arinquindá.



Fonte: O autor.

Figura 14– Cultivo de plântulas de *Rhizophora mangle* em casa de vegetação.



Fonte: O autor.

As plântulas foram mantidas por meio de irrigação do tipo gotejamento com água do estuário do Manguezal do Rio Arinquindá sob a vazão de 41,6 ml/h. Porém, a partir do 15º dia de cultivo, observou-se o início da senescência de alguns indivíduos, fato que se repetiu com o restante das plântulas até o terceiro mês de cultivo, quando todos os indivíduos definharam.

3.1.2 Experimento II

Após o insucesso da adaptação das plântulas no Experimento I, procedeu-se uma coleta de substrato, propágulos de *Rizophora mangle* e plântulas de *Laguncularia racemosa* no Manguezal às margens do Rio Arinquiná. Imediatamente após a retirada do substrato, dos propágulos e das plântulas, o material foi conduzido CRCN-NE em recipientes plásticos de polietileno, evitando-se qualquer ação que comprometesse à integridade das raízes, caules e folhas. As plântulas de *Laguncularia racemosa* amostradas tinham altura média de 15 cm contendo no mínimo 6 folhas; já os propágulos de *Rizophora mangle* foram coletados diretamente em árvores estudadas por Paiva (2014) no manguezal às margens do Rio Formoso. Após a coleta, sucedeu-se o plantio dos propágulos de *Rizophora mangle* e das plântulas de *Laguncularia racemosa*.

A escassez de indivíduos da espécie *Avicennia sp.* e a sensibilidade das plântulas limitaram o cultivo de plântulas desta espécie em casa de vegetação. Em consequência deste fato, realizou-se uma coleta específica para indivíduos da espécie *Avicennia sp.*, porém a coleta foi realizada no manguezal Barra de Catuama, município de Ponta de Pedras, litoral norte de Pernambuco (coordenadas: latitude 07°33'38S; longitude 35°00'09"W). Apesar da boa qualidade das mudas, a escassez de plântulas viáveis de *Avicennia sp.* limitou o número de plântulas coletadas. Os critérios para a definição de plântulas viáveis foram a altura das plantas (< 30 cm), a quantidade de folhas (> 6 folhas) e a facilidade de acesso ao manguezal.

O cultivo das plântulas das espécies *Rizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* foram realizados em três recipientes do tipo caixas d'água (volume = 500 litros) com sistema de filtração, enquanto os indivíduos da espécie *Avicennia sp.* foram cultivados em 2 recipientes de 40 litros de policloreto de vinila (PVC), também com sistema de filtração (Tabela 4). Todos os indivíduos foram cultivados em casa de vegetação com umidade relativa superior a 60% e com proteção da ação direta da luz solar (redução de intensidade luminosa de 50%).

Tabela 4 – Quantidade de indivíduos cultivados.

Recipiente	Número de indivíduos		
	<i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>Avicennia</i> sp.
Micromangue 1	24	5	-
Micromangue 2	24	4	-
Micromangue 3	24	6	-
Micromangue 4	-	-	2

R. mangle = Rman; *L. racemosa* = Lrac; *Avicennia* sp. = Avic

Fonte: O autor.

O sistema de drenagem dos micromangues foi formado por uma camada de 5 cm de espessura de cascalho coberto com tecido tipo feltro e por uma torneira instalada na parte inferior dos recipientes, utilizada para drenar a água (Figura 15). Este sistema teve por objetivo drenar a água para garantir a circulação diária nos recipientes, simulando o regime de marés.

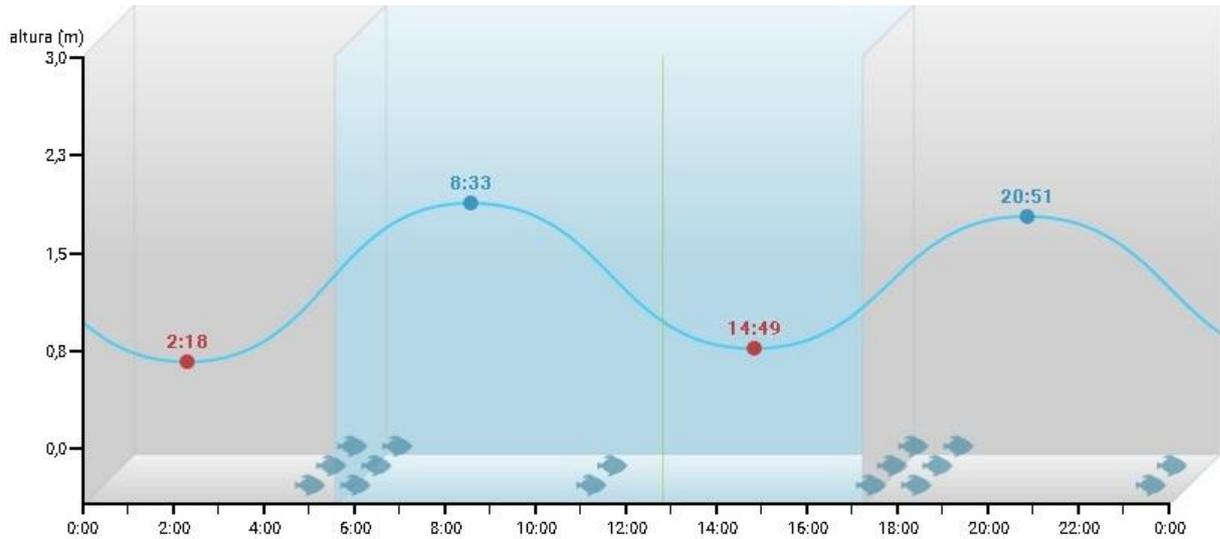
A simulação do regime de marés foi realizada a partir da deposição de 20 litros de água do estuário do Rio Arinquiná diretamente no substrato dos micromangues estudados. Todos os dias às 8h30, depositava-se manualmente o respectivo volume de água, o qual era drenado a uma vazão de 2,5 L/h e depositado novamente às 16:30, de modo semelhante a primeira maré da região do Manguezal do Rio Arinquiná na ocasião da coleta (Figura 16).

Figura 15 – Sistema de drenagem dos micromangues (à esquerda). Sistema de filtragem dos micromangues (à direita).



Fonte: O autor.

Figura 16 – Altura da maré na região do manguezal do Rio Arinquiná.



Fonte: O autor.

Para simular as condições naturais, os indivíduos foram cultivados no substrato de seu habitat natural. Para isso, os perfis de solo coletados foram arranjados nos recipientes, formando o substrato dos micromangues. Posteriormente, foram abertas covas de 10 cm de profundidade nas quais foram dispostas as plântulas juntamente com 50 g de adubo foliar da marca “FORTH” contendo P, Ca, Mg, S e SO_4 (Figura 17), enquanto os propágulos foram fixados nos substratos numa profundidade média de 5 cm.

Figura 17– Montagem dos micromangues (à esquerda). Cultivo das plântulas em estufa (à direita).



Fonte: O autor.

Como as plântulas e propágulos se desenvolveram (Figura 18), a manutenção dos micromangues foi estabelecida por um rígido controle de irrigação por aspersão com vazão de

3 L/min, durante 8 minutos por dia. A reposição dos nutrientes essenciais às espécies foi realizada por meio da circulação diária de água coletada no estuário do Rio Arinquindá, adubação foliar bimestral com solução aquosa de 10 g/L de adubo da “FORTH” e reposições mensais com sedimentos de manguezais não consolidados e água (material lodacento) proveniente da camada superficial do solo do manguezal do Rio Arinquindá.

Figura 18 – Indivíduos de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*.



Fonte: O autor.

O delineamento utilizado para realização do Experimento II foi fatorial com blocos ao acaso com a criação dos micromangues para testar a influência da espécie arbórea, do compartimento (raiz e caule) e das interações entre eles.

3.1.3 Manutenção das condições naturais

Com o objetivo verificar se o cultivo *ex situ* teria afetado as características radiométricas naturais do solo, determinaram-se as concentrações de atividade de ^{228}Ra e ^{40}K por EGAR, sendo ^{228}Ra (^{232}Th) utilizado como traçador geológico e ^{40}K como traçador para o desenvolvimento das plântulas.

O método de amostragem para essas análises foi realizado a partir da coleta de amostras de solo da camada de 0 a 15 cm após o desenvolvimento das plântulas (4 pares de folhas para *Rhizophora mangle*) e antes da simulação da contaminação ambiental. Estes perfis foram subdivididos em porções de 2 cm com massa média úmida de 23 g. Posteriormente, foram secos em estufa à 60°C, cominuídos com o auxílio do moinho de bolas com material de

moagem confeccionado em aço inoxidável e acondicionados em recipientes de geometria cilíndrica (raio de 3 cm e altura 1,4 cm), conforme mostrado na Figura 19.

Figura 19– Geometria adotada neste trabalho para análise de solo por EGAR.



Fonte: O autor.

A quantificação dos radionuclídeos foi realizada empregando-se detector de Germânio Hiper puro (HPGe) da Canberra, modelo 4018, resolução de 2,2 keV no fotopico de 1,33 MeV do ^{60}Co . O tempo de contagem utilizado para análise dos solos foi 80.000 segundos e para o branco analítico 200.000 segundos, tempos de detecção normalmente empregados para a quantificação de radionuclídeos naturais em solos por EGAR (PAIVA et al., 2016).

A curva de eficiência para o cálculo das atividades foi construída a partir do emprego de padrão interno obtido pela dopagem de amostras de solos com os radionuclídeos ^{152}Eu (atividade total de 27,99 Bq), ^{133}Ba (25,70 Bq), ^{241}Am (30,18 Bq) e ^{137}Cs (27,76 Bq). A data de referência para as concentrações de atividades (Bq) foi 10 de junho de 2013.

3.2 ETAPA II – DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES BASAIS DE COBALTO E CÉSIO

As concentrações basais dos elementos químicos césio e cobalto foram determinadas para subsidiar os cálculos dos fatores de transferência, conseqüentemente comparar com os fatores de transferência dos respectivos isótopos radioativos, haja visto que os fatores de transferência solo-folha serem dependentes da concentração dos elementos químicos no

substrato (CALMON et al., 2009). Por outro lado, é conveniente averiguar se há presença de ^{60}Co e ^{137}Cs antes da contaminação radioativa. Para isso, foi utilizada a EGAR para a estimativa das concentrações mínimas determináveis nas plântulas.

3.2.1 Amostragem e preparação de amostras de solo

As amostras utilizadas para determinação das concentrações basais em solos foram as mesmas utilizadas para a determinação de ^{40}K e ^{228}Ra , portanto seguiu o método de amostragem descrito na seção anterior com realização de coleta, secagem, cominuição e posterior acondicionamento das amostras em recipientes apropriados para a análise.

3.2.2 Amostragem e preparação de amostras de folhas

Devido à necessidade em manter-se a integridade física dos indivíduos cultivados e ao escasso número de folhas das plântulas de *Avicennia* sp., não foi possível realizar amostragem de folhas para determinação das concentrações basais nesta espécie. No entanto, foram determinadas as concentrações basais de Co e Cs das espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*. Para isso, utilizou-se a amostragem composta, sendo cada amostra formada por 8 folhas (Tabela 5).

Tabela 5 – Quantidade de amostras compostas por micromangue.

<i>Recipiente</i>	<i>Rhizophora mangle</i> (nº de amostras)	<i>Laguncularia racemosa</i> (nº de amostras)
Micromangue 1	6	3
Micromangue 2	6	2
Micromangue 3	6	3

Fonte: O autor.

No sexto mês de cultivo foram retiradas as folhas, posteriormente, realizou-se a secagem em estufa à temperatura de 60° C, com subsequente cominuição em moinho de bolas

e acondicionamento em recipientes de geometria cilíndrica (raio 0,5 cm e altura 0,1 cm), com massa média de 1,2 g (Figura 20).

A determinação das concentrações basais se iniciou com as análises radiométricas de solo e folhas por EGAR, seguidas das análises por Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente acoplado (ICP-MS) para determinação de céσιο e por Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite (GFAAS) para determinação de cobalto.

Figura 20 - Geometria para análise radiométrica de folhas por EGAR.



Fonte: O autor.

3.2.3 Análise radiométrica de ^{60}Co e ^{137}Cs

O método utilizado para determinação de radionuclídeos em solo, utilizado nesta etapa, seguiu fielmente ao descrito na seção 3.1.3 deste trabalho, incluindo-se a quantificação da radioatividade natural e os cálculos das concentrações de atividade (PAIVA et al., 2016).

A quantificação dos radionuclídeos nas folhas foi realizada em espectrômetro de raios-gama com detector de germânio hiper-puro (HPGe) da Canberra, modelo 3018, com resolução de 2,2 keV no fotopico de 1,33 keV do ^{60}Co . O tempo de contagem utilizado para análise das folhas e do branco analítico foi de 200.000 segundos e 1.000.000 segundos, respectivamente.

O cálculo das concentrações de atividade foi realizado por meio do método relativo, utilizando-se o padrão interno de vegetação do Programa Nacional de Intercomparação com

concentrações conhecidas de ^{60}Co e ^{137}Cs como referência. Este método determina as concentrações de atividade dos radionuclídeos de interesse por meio da Equação 3.

$$A_a = m_a A_p e^{\lambda(t_{da}-t_{dp})}/m_p \quad (3)$$

na qual,

A_a = Concentração de atividade do radionuclídeo na amostra;

A_p = Concentração de atividade do radionuclídeo no padrão;

m_a = Massa total da amostra;

m_p = Massa total do padrão;

t_{da} = Tempo de decaimento da amostra;

t_{dp} = Tempo de decaimento do padrão;

λ = Constante de decaimento dos radionuclídeos

3.2.4 Determinação das concentrações basais de Cs e Co em solo e folhas

Para a determinação das concentrações basais de césio e cobalto em solo e folhas pela técnica de ICP-MS e GFAAS, foi necessária a realização de tratamento químico para os dois tipos de matrizes a serem analisados.

3.2.4.1 Tratamento químico de amostras de solo

Porções de 0,1 g das amostras de solo utilizadas para determinação de ^{40}K e ^{228}Ra por EGAR foram transferidas para tubos de politetrafluoretileno (Teflon[®]) de 100 ml e pré-solubilizadas à 90 °C por 30 minutos com 5 ml de ácido nítrico pa. destilado 1:1 (v/v). Posteriormente, prosseguiu-se com a solubilização ácida, adicionando 3 ml de ácido fluorídrico e 1 ml de ácido nítrico em forno digestor (micro-ondas) à 150 °C por 30 minutos. Ácido bórico foi utilizado para neutralizar o ácido fluorídrico em excesso. Após o processo, as soluções das amostras foram filtradas (filtro quantitativo de celulose) e o volume completado até 30 mL com água ultra-pura.

3.2.4.2 Tratamento químico das amostras de folhas

A solubilização ácida foi realizada seguindo a metodologia EPA 3052 (USEPA, 1996), em que as mesmas porções de 0,5 g de massa das folhas utilizadas para análise por EGAR foram transferidas para tubos de Teflon[®], adicionadas de 9,0 ml de ácido nítrico, e 5,0 ml de ácido fluorídrico e, em seguida, levadas a digestor assistido por micro-ondas. A temperatura foi elevada até 150° C em 5,5 minutos, mantendo-se essa temperatura por 9,5 minutos. Ácido bórico foi utilizado para neutralizar o ácido fluorídrico em excesso. O resfriamento da amostra foi realizado até temperatura ambiente. Em seguida, as soluções das amostras foram filtradas e o volume final completado em 40 mL.

3.2.4.3 Análise por ICP-MS

A quantificação de céσιο foi realizada no espectrômetro de massas ICP-MS NEXION 300D[®] da PerkinElmer. Para a operação, foi empregado uma solução de 1 µg L⁻¹ de berílio, cério, chumbo ferro, índio, lítio, magnésio e urânio para configuração do equipamento, referente às seguintes configurações: potência, fluxo do gás de nebulização, do gás auxiliar e do gás refringente, temperatura de resfriamento e de aquecimento, potencial de viés do quadrupolo, voltagem do multiplicador, fluxo do gás hélio e o tempo de retenção (Tabela 6).

Tabela 6 - Condições operacionais do ICP-MS.

Parâmetros	Valores
<i>Nebulizer gas flow</i>	1,10 L min ⁻¹
<i>Auxiliary gas flow</i>	1,20 L min ⁻¹
<i>Plasma gas flow</i>	18,00 L min ⁻¹
<i>ICP RF Power</i>	1470 W
<i>Analog stage voltage</i>	-1640 V
<i>Pulse stage voltage</i>	850 V
<i>Sweeps/Reading</i>	60
<i>Readings/replicates</i>	1
<i>Replicates</i>	3
<i>Detector</i>	<i>Analogic</i>
<i>Scanning mode</i>	<i>Peak hopping</i>

Fonte O autor.

3.2.4.4 Análise por GFAAS

As concentrações basais de cobalto foram determinadas pela Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite, utilizando-se do espectrômetro Varian AAS 240 ZEEMAN com forno de grafite GTA 120, utilizando-se as mesmas soluções de amostras das análises de solo e folhas por ICP-MS (Seções 3.2.4.1, 3.2.4.2 e 3.2.4.3).

Antes das análises, foram realizadas curvas analíticas com a utilização de soluções-padrão (Merck) de concentração conhecida. O sistema foi otimizado com relação ao ganho das lâmpadas de cátodo oco e à condição do tubo de grafite. Todas as medições foram baseadas em valores de absorvância integrada. O gás de arraste e proteção utilizado foi argônio analítico 5.0 (99,99999%). Os parâmetros utilizados na análise de cobalto foram comprimento de onda de 307,6 nm; temperatura de atomização e leitura de 1.900 °C e volume da solução da amostra igual a 12 µL.

3.3 ETAPA III – EXPOSIÇÃO DAS PLÂNTULAS ÀS SUBSTÂNCIAS RADIOATIVAS

Após a determinação das concentrações basais, no sexto mês de cultivo, iniciou-se a etapa de simulação da contaminação radioativa dos micromangues a partir da água do estuário. Esta etapa teve por objetivo simular um vazamento de solução contendo radionuclídeos artificiais, haja vista uma das principais vias de contaminação radioativa ser a via aquática e por este tipo de contaminação estar mais próximo da realidade brasileira, levando-se em consideração que o país possui duas usinas nucleares em funcionamento próximo a manguezais no Estado do Rio de Janeiro.

3.3.1 Contaminação dos micromangues

A solução utilizada para proceder a contaminação foi preparada com água destilada, sal marinho artificial da marca “Sea-salt blue treasure” e alíquotas de soluções contendo ^{137}Cs e ^{60}Co conforme o procedimento abaixo:

- Dissolveu-se gradualmente o sal marinho artificial em 2 L de água destilada até a solução atingir a condutividade $2.250 \mu\text{S cm}^{-1}$, valor médio da água salobra do Rio Arinquindá;

- Posteriormente, adicionou-se 2,68 g de solução padrão de ^{60}Co (11,98 kBq) e 137 g de solução padrão de ^{137}Cs (30 kBq), completando-se o volume de 16 L com solução aquosa de sal marinho de condutividade $2.250 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a obtenção de uma solução aquosa salobra contendo 455,63 Bq/L de ^{60}Co e 252,08 Bq/L de ^{137}Cs (data de referência: 28/09/2017).

Após a preparação da solução, os substratos dos micromangues foram contaminados com volumes de solução descritos na Tabela 7.

Tabela 7 – Distribuição da solução radioativa nos recipientes de cultivo.

Recipiente	Volume solução (litros)	Volume de solo (m^3)
Micromangue 1	5,2	0,123
Micromangue 2	4,2	0,099
Micromangue 3	4,6	0,108
Micromangue 4	2	0,047

Fonte: O autor.

O volume depositado no solo foi proporcional ao volume de solo, em termos de concentração de atividade, todos os substratos contaminados ficaram com 19.340 Bq.m^{-3} de ^{60}Co e 10.697 Bq m^{-3} de ^{137}Cs .

Após a contaminação radioativa do substrato dos micromangues, a solução contendo ^{137}Cs e ^{60}Co passou a fazer parte da água que circulava diariamente nos respectivos micromangues para a simulação da primeira maré. Com o objetivo de comprovar a retenção dos radionuclídeos artificiais no substrato, tornando-os disponíveis para a absorção, foi realizada monitoração da água do micromangue 2.

3.3.2 Monitoração da água

Durante sete semanas seguidas após à contaminação, foram amostradas alíquotas de 2 L de água do micromangue 2 para análise por EGAR, conforme descrito na Tabela 8. Após a análise, as soluções foram devolvidas ao micromangue. Estas análises foram realizadas para estimar a retenção de ^{137}Cs e ^{60}Co nos micromanguezais.

Tabela 8 – Monitoração da água durante as sete semanas do experimento após a contaminação radioativa com ^{137}Cs e ^{60}Co

Amostra	Data da amostragem
1	09/10/2017
2	16/10/2017
3	23/10/2017
4	30/10/2017
5	06/11/2017
6	13/11/2017
7	20/11/2017

Fonte: O autor.

Para a quantificação dos radionuclídeos na água, foi empregado o detector de Germânio Hiper-puro (HPGe) da Canberra, modelo 3018, com resolução de 1,9 keV no fotopico de 1,33 keV do ^{60}Co . O tempo de contagem utilizado foi 80.000 segundos. A curva de eficiência foi obtida por meio do método semi-empírico, a partir do emprego de padrão secundário obtido pela dopagem de amostras de água os com os radionuclídeos ^{152}Eu (atividade total de 27,99 Bq), ^{133}Ba (25,70 Bq), ^{241}Am (30,18 Bq) e ^{137}Cs (27,76 Bq). O controle da qualidade do procedimento analítico foi realizado a partir da determinação de concentrações conhecidas de ^{60}Co e ^{137}Cs do padrão interno de água do PNI/IRD/CNEN.

3.3.3 Amostragem e preparação de amostras após-contaminação

Após a contaminação radioativa, foram realizadas amostragem e a preparação das amostras dos solos dos micromangues, assim como do material biológico (raízes e folhas) para a quantificação de ^{137}Cs e ^{60}Co por EGAR.

3.3.3.1 Solo contaminado

No terceiro mês após a contaminação, no nono mês de cultivo, foram amostrados perfis de 15 cm de profundidade em média para cada micromangue e depois subdividido de 2 em 2 cm, com massa média de 23,82 g por amostra. Posteriormente, as amostras foram secas, cominuídas em moinho de bolas e acondicionadas em recipientes conforme a metodologia de análise de solo por EGAR empregada para determinação de ^{40}K e ^{228}Ra neste trabalho.

3.3.3.2 Raízes e folhas contaminadas

As plântulas já desenvolvidas foram retiradas do substrato, lavadas com água destilada e separadas pelos compartimentos raiz e folha, formando-se amostras compostas dos compartimentos das espécies *R. mangle* (15 amostras), *L. racemosa* (9 amostras) e 2 amostras individuais da espécie *Avicennia* sp.

Após a obtenção das amostras, as raízes e folhas foram secas em estufa à 60°C, cominuídas em liquidificador industrial e acondicionadas em recipiente de geometria cilíndrica (raio 3 cm e altura 1,4 cm) de acordo com a geometria empregada para análise de solos (PAIVA et al., 2016).

3.3.4 Análises radiométricas pós-contaminação

A determinação das concentrações de atividade dos radionuclídeos no solo, após três meses da contaminação radioativa, foi realizada por EGAR, utilizando a metodologia descrita em Paiva et al. (2016). Para a quantificação dos radionuclídeos no material biológico, foi empregado o detector de germânio hiper-puro (HPGe) da Canberra, modelo 3018, resolução de 1,9 keV no fotopico de 1,33 keV do ^{60}Co . O tempo de contagem utilizado foi 80.000 e 200.000 segundos para amostras geológicas e biológicas, respectivamente. A curva de eficiência foi obtida por meio do método semi-empírico, a partir do emprego de padrão secundário obtido pela dopagem de amostras de vegetais com os radionuclídeos ^{152}Eu (atividade total de 27,99 Bq), ^{133}Ba (25,70 Bq), ^{241}Am (30,18 Bq) e ^{137}Cs (27,76 Bq).

3.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

Por se tratar de pesquisa quantitativa com o emprego de técnicas analíticas e analíticas nucleares, houve a preocupação com a demonstração da qualidade do procedimento analítico a partir do emprego dos materiais de referência para a matriz solo, conforme Tabela 9.

Tabela 9 – Materiais de referência para avaliação da qualidade de procedimentos analíticos de solo.

Técnica de análise	Produtor/Distribuidor	Material de referência
ICP-MS e GFFAS	International Atomic Energy Agency	IAEA-SL-1
	National Institute of Standards & Technology	SRM 1944
Espectrometria gama	Instituto de Radioproteção e Dosimetria	Padrão interno de solo RadChem TM <i>CustomSoil Standard</i> do PNI/IRD/CNEN

Fonte: O autor.

Para a avaliação da qualidade dos procedimentos de análise do material biológico foram utilizados os materiais de referência da Tabela 10, produzidos pela Agência Internacional de Energia Atômica - IAEA e o National Institute of Standards & Technology – NIST.

Tabela 10 – Materiais de referência para avaliação da qualidade de procedimentos analíticos de material biológico.

Técnica de análise	Produtor/Distribuidor	Material de referência
ICP-MS e GFFAS	International Atomic Energy Agency	IAEA V10 <i>Trace Hay Powder</i>
	National Institute of Standards & Technology	SRM 1573 <i>Tomato leaves</i>
Espectrometria gama	Instituto de Radioproteção e Dosimetria	Padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN

Fonte: O autor.

3.5 ANÁLISE DOS RESULTADOS

A análise dos resultados compreendeu a estimativa de incertezas analíticas, o cálculo dos Números E_n , o cálculo dos fatores de transferência do sistema solo-vegetação e a análise estatística de dados.

3.5.1 Incertezas analíticas

As incertezas analíticas das análises radiométricas por EGAR foram estimadas de acordo com a Equação 4. As incertezas analíticas combinadas foram expandidas em nível de 95% de confiança.

$$u_A = A \cdot \sqrt{\left(\frac{u_c}{C}\right)^2 + \left(\frac{u_{BG}}{BG}\right)^2 + \left(\frac{u_m}{m}\right)^2 + \left(\frac{u_{\varepsilon_\gamma}}{\varepsilon_\gamma}\right)^2} \quad (4)$$

na qual,

A = atividade do radionuclídeo na amostra (Bq kg⁻¹);

BG = número de contagens no branco analítico

C = número de contagens do radionuclídeo na amostra;

m = massa da amostra em quilogramas;

ε_γ = eficiência do detector na região específica do fotopico,

u_i = incerteza das variáveis A, C, BG, m e ε_γ .

As incertezas analíticas combinadas das medições por ICP-MS e GFAAS foram obtidas a partir da soma quadrática das incertezas referentes à precisão e à exatidão com a conseguinte obtenção das incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança (ELISON; WILLIAMS, 2012).

3.5.2 Qualidade do procedimento analítico

O Número E_n (Equação 5) foi empregado para a avaliação da qualidade dos procedimentos analíticos conforme a ISO 13528 (2005), em que valores entre -1 e 1 foram indicativos de controle de qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança.

$$E_n = \frac{V_{obt} - V_{ref}}{\sqrt{(U_{obt}^2 + U_{ref}^2)}} \quad (5)$$

na qual,

V_{obt} = valor obtido;

V_{ref} = valor de referência constante do certificado de análise dos materiais de referência e padrões internos;

U_{obt} = incerteza expandida em nível de 95% de confiança do valor obtido;

U_{ref} = incerteza expandida em nível de 95% de confiança do valor de referência

3.5.3 Fator de Transferência solo-vegetação

O cálculo dos fatores de transferência (FT) adotado nesse trabalho envolveu as atividades dos radionuclídeos ou das concentrações dos elementos químicos nos compartimentos folha, raiz e solo (Equação 6). Desse modo, os fatores de transferência foram propostos como uma alternativa para comparar a disponibilidade de radionuclídeos e elementos químicos em diversos tipos florestais (CALMON et al., 2009).

$$FT = \frac{C}{C_{Substrato}} \quad (6)$$

na qual,

C = concentração do elemento químico ou atividade do radionuclídeo nas folhas ou raízes (mg kg^{-1} ou Bq kg^{-1}),

$C_{Substrato}$ = concentração do elemento químico ou atividade do radionuclídeo no substrato (mg kg^{-1} ou Bq kg^{-1}).

3.5.4 Análise estatística

3.5.4.1 Estatística descritiva

Para a descrição das concentrações de atividade dos substratos e a comparação dos resultados das análises dos materiais de referência com valores de referência foi empregada estatística descritiva a partir dos cálculos de média, desvio padrão e incerteza média. Para apresentar os dados do material biológico (raízes e folhas) e os fatores de transferência foram utilizados os diagramas de caixa (*boxplot*). Todas as análises foram realizadas no programa de computador Statistica (STATSOFT, 2004).

3.5.4.2 Análise de variância não paramétrica (ANOVA)

Foi empregada para as comparações não-paramétricas entre as concentrações de Co e Cs e concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs obtidas nos diversos compartimentos vegetais (raiz e folha) nos micromangues (1, 2 e 3) utilizando Kruskal-Wallis ANOVA. As comparações entre médias foram realizadas a partir do procedimento Kruskal-Wallis (KW-H) do Statistica em nível de 95% de confiança (STATSOFT, 2004).

3.5.4.3 Análise de variância (ANOVA)

A análise dos fatores de transferência foi realizada por meio de estatística univariada, especificamente a análise de variância (ANOVA). Foram testadas a homocedasticidade de variâncias e a normalidade dos resíduos como requisitos para a análise paramétrica. Conforme explicitado anteriormente, o delineamento experimental foi fatorial com blocos ao acaso (micromangues), em que os níveis dos tratamentos provenientes de dois ou mais fatores (Espécie, Compartimento e Micromangue) são combinado com os mesmos níveis dos demais fatores (FÁVERO; BELFIORE, 2017). No caso dos três fatores (Espécie, Compartimento e Micromangue) com cruzamento completo, o modelo matemático da ANOVA de um fatorial em blocos ao acaso é descrito na Equação 7 (FÁVERO; BELFIORE, 2017).

$$Y_{ijkl} = \mu + a_i + b_j + c_k + (ab)_{ij} + (ac)_{ik} + (bc)_{jk} + (abc)_{ijk} + e_{ijkl} \quad (7)$$

na qual,

μ = média populacional;

Y_{ijkl} = é o fator de transferência de Co, Cs, ^{60}Co e ^{137}Cs no micromangue que recebeu o tratamento correspondente aos níveis i (Rman e Lrac) do fator Espécie, j (Raiz e Folha) do fator Compartimento, k (Micromangue1, Micromangue2 e Micromangue3) do fator Micromangue, na repetição l (1, 2, ...,l)

a_i = o efeito do nível i do fator Espécie;

b_j = o efeito do nível i do fator Compartimento;

c_k = o efeito do nível i do fator Micromangue;

$(ab)_{ij}$ = o efeito da interação do nível i do fator Espécie com o nível j do fator Compartimento;

- (ac)_{ik} = o efeito da interação do nível i do fator Espécie com o nível j do fator Micromangue;
- (bc)_{jk} = o efeito da interação do nível j do fator Compartimento com o nível k do fator Micromangue;
- (abc)_{ijk} = o efeito da interação do nível i do fator Espécie, do nível j do fator Compartimento e do nível k do fator Micromangue;
- e_{ijkl} = erro do modelo para cada unidade experimental observada ($e_{ijkl} \sim N(0,1)$).

As observações individuais (Y_{ijkl}) são explicadas por: efeitos isolados dos níveis de cada fator de tratamento (a_i , b_j e c_k); efeitos da ação conjunta dos níveis dos fatores, dois a dois (ab_{ij} , ac_{ik} e b_{cjk}); e, efeito da ação conjunta dos níveis dos três fatores simultaneamente (abc_{ijk}) (FÁVERO; BELFIORE, 2017). Todas as análises foram realizadas no programa de computador Statistica (STATSOFT, 2004). As comparações entre médias foram realizadas a partir do procedimento *LSMeans* do Statistica em nível de 95% de confiança (STATSOFT, 2004).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, foram compilados os resultados da avaliação do controle da qualidade do procedimento analítico a partir da análise de materiais de referência e padrões internos. Também foram compilados os resultados obtidos de aclimatação, as concentrações basais de Co, ^{60}Co , Cs, ^{137}Cs , as concentrações de atividade de ^{40}K e ^{228}Ra antes e depois da simulação de contaminação com água radioativa, além dos valores de FT para Co, ^{60}Co , Cs e ^{137}Cs .

4.1 Avaliação da qualidade do procedimento analítico das análises químicas e radiométricas

Nesta subseção, são apresentados os resultados obtidos, os valores de referência e do Número E_n para as análises radiométricas realizadas por EGAR e para as análises químicas por ICP-MS e GFAAS.

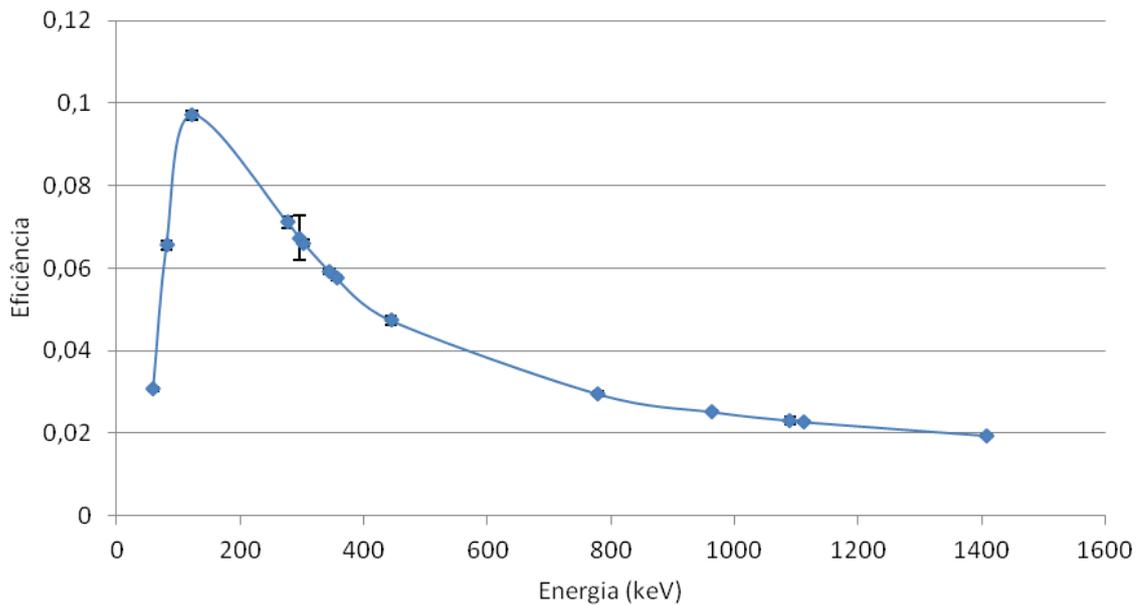
4.1.1 Qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de solos

Um dos principais componentes da incerteza analítica dos resultados radiométricos é a construção de curva de eficiência utilizada para o cálculo das concentrações de atividade dos radionuclídeos de interesse. A qualidade do procedimento analítico para as análises de solo envolveu a determinação das concentrações de atividade do padrão interno de solo do PNI/IRD.

4.1.1.1 Curva de eficiência para análise de solos

A curva de eficiência para análise das amostras de solos obtida pelo método semi-empírico está apresentada na Figura 21. O programa de computador Genie estabeleceu um polinômio de grau 5 para relacionar eficiência e energia dos fotopicos na faixa de 50 keV a 1.700 keV, que é a faixa de energia dos fotopicos de interesse para a determinação dos radionuclídeos ^{40}K , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{228}Ra nos solos dos micromangues.

Figura 21- Curva de eficiência semi-empírica baseada em polinômio de grau 5 para a determinação de radionuclídeos naturais e artificiais em solos.



Fonte: O autor.

4.1.1.2 Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas das concentrações basais dos solos

A análise do padrão interno de solo RadChemTMCustomSoil Standard do Programa Nacional de Intercomparação (PNI) foi essencial para a escolha das linhas de energia (fotopicos) a serem utilizadas nos cálculos de atividade de ²²⁸Ra, ⁴⁰K, ⁶⁰Co e ¹³⁷Cs. Os resultados dos valores obtidos e certificados e as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança do padrão interno do PNI estão, respectivamente, na Tabela 11.

Os valores do número E_n para todos os radionuclídeos determinados estão no intervalo entre -1 e 1, indicando a qualidade do procedimento analítico. Desse modo, pôde-se afirmar que a metodologia empregada foi satisfatória para a obtenção dos resultados para radionuclídeos no espectro energético de 50 keV até 1.770 keV.

Tabela 11 - Resultados de concentrações de atividade obtidas e de referência* com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e Número E_n para o padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN.

Nuclídeo	Valor de referência* (Bq kg⁻¹)	Valor obtido (Bq kg⁻¹)	Número E_n
⁴⁰ K	381 ± 66	380 ± 24	0,0
²²⁸ Ac	46,6 ± 8,1	40 ± 10	-0,2
⁶⁰ Co	217 ± 38	220 ± 8	0,0
¹³⁷ Cs	214 ± 37	220 ± 16	0,1

*de acordo com as informações do relatório de avaliação dos resultados.

Fonte: O autor.

4.1.1.3 Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de solo pós-contaminação

Com a metodologia aplicada (PAIVA et al., 2016) para a quantificação de radionuclídeos em solos de manguezais, os resultados obtidos e de referência de ⁶⁰Co e ¹³⁷Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número E_n para o padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN estão na Tabela 12. A partir dos resultados obtidos, constata-se que qualidade do procedimento analítico foi garantida para a determinação dos respectivos radionuclídeos na matriz solo.

Tabela 12 - Resultados das concentrações obtidas e de referência de ⁶⁰Co e ¹³⁷Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e Número E_n para o padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN.

Nuclídeo	Valor de referência (Bq kg⁻¹)	Valor obtido (Bq kg⁻¹)	Número E_n
⁶⁰ Co	230 ± 40	219 ± 6	-0,27
¹³⁷ Cs	230 ± 40	236 ± 5	0,15

Fonte: O autor.

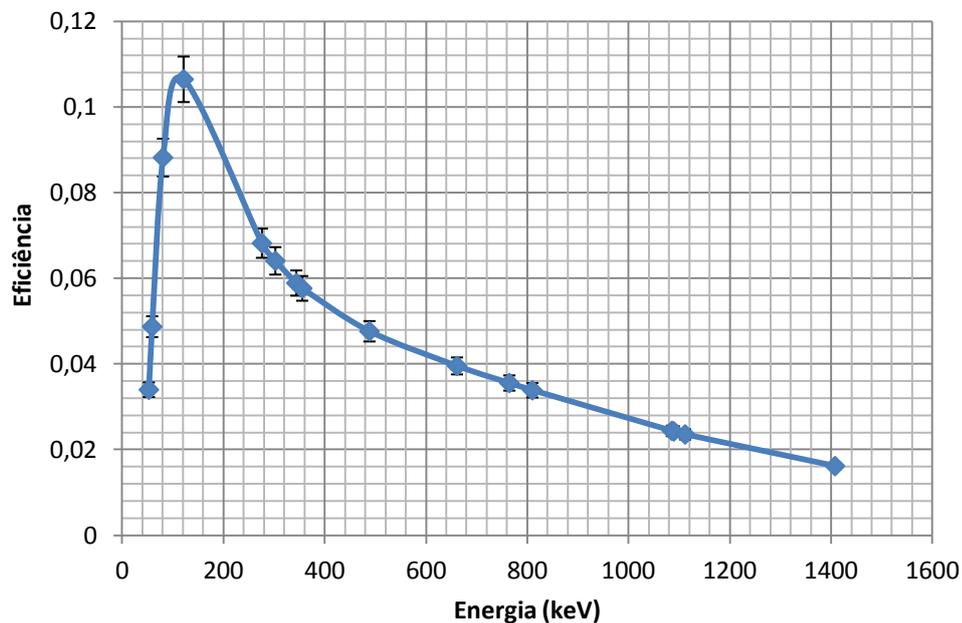
4.1.2 Qualidade do procedimento analítico das análises de raízes e folhas

Para os resultados radiométricos das matrizes biológicas, foi obtida curva de eficiência para o cálculo das concentrações de atividade dos radionuclídeos de interesse. A qualidade do procedimento analítico para essas análises envolveu a determinação das concentrações de atividade do padrão interno de vegetação do PNI/IRD.

4.1.2.1 Curva de eficiência para análise de material biológico

A curva de eficiência para análise das amostras de materiais biológicos foi obtida pelo método semi-empírico, conforme ilustrada na Figura 22. O programa de computador Genie estabeleceu um polinômio de grau 4 para relacionar eficiência e energia dos fotopicos na faixa de 50 keV a 1.700 keV, que é a faixa de energia dos fotopicos de interesse.

Figura 22 - Curva de eficiência semi-empírica baseada em polinômio de grau 4 para a determinação de radionuclídeos em material biológico.



Fonte: O autor.

4.1.2.2 Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de *background* de folhas

Para a avaliação da qualidade do procedimento analítico na determinação das concentrações basais de ^{60}Co e ^{137}Cs , foram determinadas as concentrações destes nuclídeos no padrão interno de vegetação do Programa Nacional de Intercomparação do IRD/CNEN, conforme expresso na Tabela 13.

Tabela 13 - Resultados de concentrações de atividade obtidas com intervalo de confiança de 95%, valores de referência* com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e Número E_n para o padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN. $n = 3$.

Nuclídeo	Valor de referência (Bq kg ⁻¹)	Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	Número E_n
^{60}Co	46 ± 8,0	50 ± 0,8	0,5
^{137}Cs	46 ± 8,0	42 ± 3	-0,47

*de acordo com as informações do relatório de avaliação dos resultados.

Fonte: O autor.

De acordo com os resultados obtidos, infere-se que a determinação de ^{60}Co e ^{137}Cs em folhas por EGAR é factível, pois os valores de Número E_n mostram-se satisfatórios em nível de 95% de confiança.

4.1.2.3 Controle da qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de raízes e folhas pós-contaminação

Para demonstrar a qualidade do procedimento analítico baseado na curva de eficiência da Figura 20, a Tabela 14 mostra os resultados das concentrações de atividades dos nuclídeos ^{60}Co e ^{137}Cs presentes no padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN. Também foram determinadas as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e os valores do Número E_n .

Tabela 14 - Resultados das concentrações obtidas e de referência de ^{60}Co e ^{137}Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número E_n para o padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN.

Nuclídeo	Valor de referência (Bq kg^{-1})	Valor obtido (Bq kg^{-1})	Número E_n
^{60}Co	46,3 \pm 8,0	51 \pm 3	0,5
^{137}Cs	46,3 \pm 8,0	47,8 \pm 1,4	0,1

Fonte: O autor.

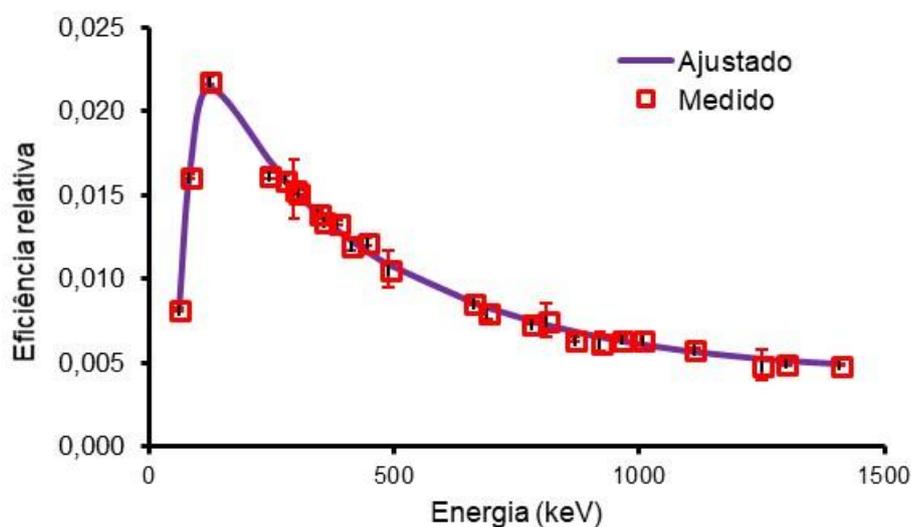
4.1.3 Qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de água

Para as análises radiométricas de água, foi empregada curva de eficiência, seguida da avaliação da qualidade do procedimento analítico a partir da determinação das concentrações de atividade no padrão interno de água do PNI/IRD.

4.1.3.1 Curva de eficiência para análise de água

A curva de eficiência para análise das amostras de água foi obtida pelo método semi-empírico, conforme ilustrada na Figura 23. O programa de computador Genie estabeleceu um polinômio de grau 5 para relacionar eficiência e energia dos fotopicos na faixa de 50 keV a 1.408 keV.

Figura 23 - Curva de eficiência semi-empírica baseada em polinômio de grau 5 para a determinação de radionuclídeos em água.



Fonte: O autor.

4.1.3.2 Qualidade do procedimento analítico das análises radiométricas de água

Para garantir a qualidade do procedimento analítico foi analisado o padrão interno de água do PNI /IRD, contendo ^{60}Co e ^{137}Cs (Tabela 15). Os valores do Número E_n indicaram controle da qualidade em nível de 95% de confiança, permitindo afirmar que a Espectrometria Gama foi capaz de produzir resultados adequados para a pesquisa científica.

Tabela 15 - Resultados das concentrações obtidas e de referência de ^{60}Co e ^{137}Cs com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número E_n para o padrão interno de água do PNI/IRD/CNEN.

Nuclídeo	Valor de referência (Bq kg ⁻¹)	Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	Número E_n
^{60}Co	1,820 ± 0,273	1,77 ± 0,06	-0,19
^{137}Cs	2,350 ± 0,350	2,23 ± 0,06	-0,34

Fonte: O autor.

4.1.4 Qualidade do procedimento analítico das análises de Co e Cs estáveis de solos e folhas

A avaliação da qualidade do procedimento analítico das análises químicas foi realizada a partir da determinação das concentrações dos materiais de referência IAEA SL-1, SRM 1944, IAEA V-10 e SRM 1573

4.1.4.1 Controle da qualidade do procedimento analítico das análises de cobalto estável em solos e folhas

A qualidade dos resultados da determinação de cobalto em solos e folhas foi garantida a partir da análise dos materiais de referência com concentrações conhecidas de cobalto. Na Tabela 16, são mostradas as concentrações obtidas e os valores de referência dos materiais certificados utilizados nas análises por GFAAS. Os valores do Número E_n permaneceram na faixa de -1 e +1, demonstrando a qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança (ISO 13528, 2015).

Tabela 16 - Resultados das concentrações obtidas e de referência de cobalto com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número E_n para os materiais de referência IAEA SL-1, SRM 1944, IAEA V-10 e SRM 1573.

Matriz	n	Material de Referência	Valor de referência (mg kg⁻¹)			Valor obtido (mg kg⁻¹)			Número E_n
Solos	5	IAEA SL-1	19,8	±	1,5	18	±	4	-0,3
	12	SRM 1944	14,0	±	2,0	14	±	4	0,0
Folhas	4	IAEA V10	0,13	±	0,04	0,13	±	0,02	-0,1
	10	SRM 1573	0,59	±	0,20	0,57	±	0,02	0,6

n = número de replicatas.

Fonte: O autor.

4.1.4.2 Controle da qualidade do procedimento analítico das análises de céσιο estável em solos e folhas

Similarmente ao realizado nas análises de cobalto por GFAAS, para a determinação de céσιο estável nas matrizes solo e folha por ICP-MS, realizou-se o controle da qualidade do procedimento analítico, a partir da determinação das concentrações de Cs nos materiais de referência de matriz geológica e biológica da Tabela 17.

Os resultados obtidos corroboraram a determinação de céσιο por ICP-MS, tanto em solos quanto em folhas, sendo capaz de produzir resultados com nível metrológico adequado, para um nível de 95% confiança, uma vez que os valores do Número E_n estiveram entre -1 e 1.

4.2 ETAPA I – ADAPTAÇÃO DAS PLÂNTULAS

O procedimento adotado no Experimento I não obteve êxito, pois, após o início do cultivo, não foi verificado crescimento das plântulas; gradativamente, as folhas foram fenecendo até secar e morrerem totalmente no terceiro mês de cultivo. Os fatores causadores do insucesso ainda são desconhecidos, porém suspeita-se que o transporte, a qualidade das mudas, a baixa umidade da estufa (inferior a 40%) e o excessivo acréscimo de sais proveniente da água da irrigação tenham sido a causa da mortandade das plântulas.

Tabela 17 - Resultados das concentrações obtidas e de referência de césio com suas respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança e número E_n para os materiais de referência IAEA SL-1, SRM 1944, IAEA V-10.

Matriz	n	Material de Referência	Valor de referência (mg kg⁻¹)		Valor obtido (mg kg⁻¹)			Número E_n
Solo	5	IAEA SL-1	7,00	± 0,90	5,7	± 0,7	-0,5	
	12	SRM 1944	3,00	± 0,30	3,2	± 0,5	0,2	
Biológico	3	IAEA V10	0,017	± 0,001	0,015	± 0,003	-0,5	
	2	SRM 1573	0,530	± 0,009	0,530	± 0,011	0,0	

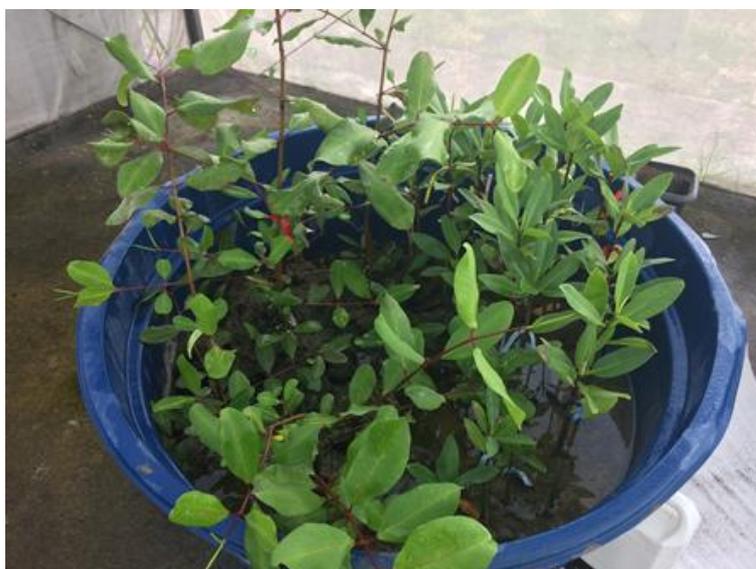
n = número de replicatas.

Fonte: O autor.

A partir dos erros cometidos no Experimento I, foi aumentado substancialmente o recipiente de cultivo, a umidade foi mantida a níveis superiores a 60% e se estabeleceu a simulação do regime de marés por meio da circulação da água do próprio estuário.

Os resultados foram satisfatórios, uma vez que os propágulos começaram a se desenvolver com apenas um mês de cultivo, não houve mudança de coloração das folhas, pelo contrário, houve desenvolvimento e aumento do número de folhas por indivíduo. Nenhuma morte foi verificada, bem como se observou o brotamento de todos os propágulos fixados nos substratos dos micromangues (Figura 24).

Figura 24 - Plântulas de *R. mangle* e *L. racemosa* já desenvolvidas na casa de vegetação (Micromangue 3).



Fonte: O autor.

4.2.1 Determinação das concentrações de atividade de ^{228}Ra e ^{40}K nos perfis de solo

A determinação das concentrações de atividade de ^{228}Ra e ^{40}K em perfis de solo de 0 a 15 cm teve como objetivo demonstrar a manutenção das condições naturais do substrato antes e após a contaminação, conforme pode ser observado na Tabela 18. De acordo com os dados obtidos, percebe-se que as médias de ^{228}Ra e ^{40}K nos solos dos micromangues 1, 2 e 3 mantiveram-se semelhantes entre si antes e após a contaminação. Estes valores estão coerentes com as médias de 45 Bq/kg de ^{228}Ra e 880 Bq/kg de ^{40}K encontradas por Paiva et al. (2016) às margens do Rio Arinquiná, especificamente no local de as plântulas de *R. mangle* e *L. racemosa* foram retiradas.

Tabela 18 – Concentração de atividade média antes (basal) e pós-contaminação (PC) de ^{228}Ra e ^{40}K em perfis de solo de 0-15 cm.

Micromangue	Estatística descritiva	^{40}K		^{228}Ra	
		Basal	PC	Basal	PC
	Média (Bq/kg)	786	878	32	47
I	Incerteza média (Bq/kg)	30	20	4	3
(n= 8)	Desvio-padrão (Bq/kg)	56	75	16	7
	Média (Bq/kg)	933	877	50	48
II	Incerteza média (Bq/kg)	40	20	4	3
(n= 8)	Desvio-padrão	85	96	8	10
	Média (Bq/kg)	856	730	35	33
III	Incerteza média (Bq/kg)	40	20	3	2
(n= 8)	Desvio-padrão	270	29	18	2
	Média (Bq/kg)	112	93	22	21
IV	Incerteza média (Bq/kg)	10	10	2	6
(n= 6)	Desvio-padrão	70	41	10	10

n = número de amostras.

Fonte: O autor.

No substrato dos indivíduos da espécie *Avicennia* sp. verificaram-se concentrações de atividade de ^{228}Ra e ^{40}K inferiores aos substratos das espécies *R. mangle* e *L. racemosa* (Tabela 18). Dada à natureza arenosa do substrato em que esta espécie tipicamente se desenvolve, observa-se menor influência das águas das marés por se localizarem mais distante

das margens dos estuários, por isso as concentrações de ^{40}K foram inferiores. Porém, as concentrações de atividade do ^{40}K e ^{228}Ra mantiveram-se semelhantes as encontradas por Paiva et al. (2016), indicando que o cultivo *ex situ* não alterou as concentrações de atividade dos radionuclídeos naturais. Nesse caso, esses radionuclídeos, principalmente ^{40}K , poderiam ter sido lixiviados durante a condução do experimento caso o Experimento II não fosse conduzido com os devidos cuidados.

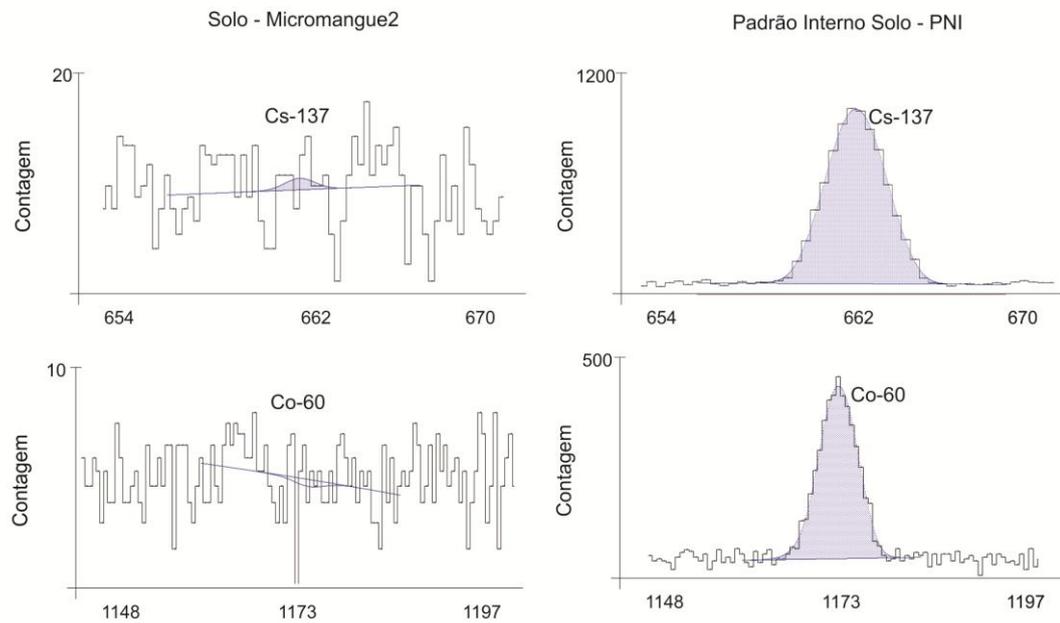
4.3 ETAPA II - CONCENTRAÇÕES BASAIS DE COBALTO E CÉSIO (ISÓTOPOS NATURAIS E ARTIFICIAIS)

Dentre os fatores relacionados à fitorremediação, destaca-se a necessidade do conhecimento prévio das concentrações basais das espécies a serem utilizadas, principalmente no caso de espécies nativas de manguezais, pois as pesquisas envolvendo este tipo de ecossistema são escassas quanto a contaminantes radioativos. Por este motivo, esta etapa teve por objetivo a determinação das concentrações basais de Cs, ^{137}Cs , Co, ^{60}Co .

4.3.1 Concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs em solos e folhas antes da contaminação

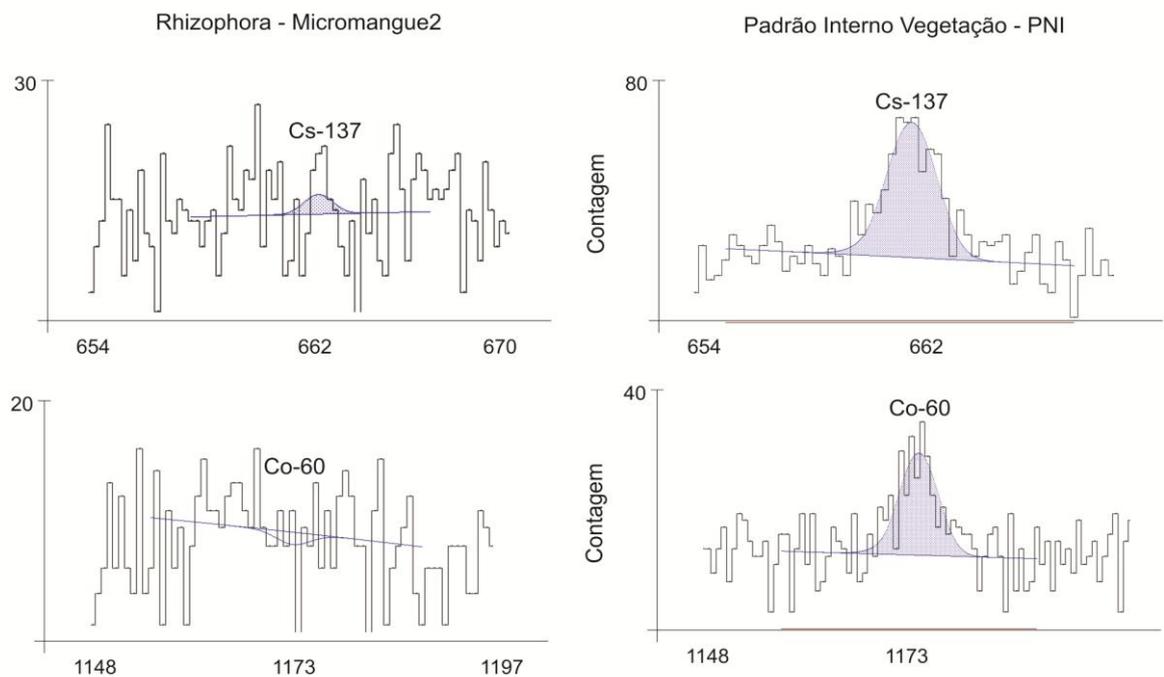
A determinação das concentrações naturais de ^{60}Co e ^{137}Cs antes da contaminação do solo com solução radioativa teve por objetivo demonstrar a inexistência destes radionuclídeos no solo e na planta. Devido às limitações referentes ao tamanho mínimo da amostra e o tempo de medição, optou-se por uma avaliação qualitativa, seguida da obtenção das atividades mínimas detectáveis (MDA). Nas Figuras 25 e 26 são apresentados os espectros gama na região de interesse para ^{60}Co e ^{137}Cs , assegurando-se que o método empregado foi capaz de determinar concentrações desses radionuclídeos superiores a 2 Bq kg^{-1} e 25 Bq kg^{-1} para solos e folhas, respectivamente (Tabela 17).

Figura 25 – Espectro comparativo do fotopico do ^{137}Cs e do ^{60}Co em uma amostra de solo do micromangue 2 no solo e do padrão interno de solo do PNI/IRD/CNEN.



Fonte: O autor.

Figura 26 – Espectro comparativo do fotopico do ^{137}Cs e do ^{60}Co em uma amostra composta de folhas de *R. mangle* do micromangue 2 e do padrão interno de vegetação do PNI/IRD/CNEN.



Fonte: O autor.

Conforme pode ser observado, o espectrômetro gama utilizado possuía capacidade de determinar ^{60}Co e ^{137}Cs , porém, as concentrações de atividade ficaram abaixo das atividades mínimas detectáveis (MDA) (Tabela 19). Todavia, vale ressaltar que a massa (menor que 2 g), utilizada para a análise contribuiu para maiores MDA das folhas.

Tabela 19 – Atividades mínimas detectáveis de ^{60}Co e ^{137}Cs por EGAR.

Radionuclídeo	MDA (Bq kg ⁻¹)
Solo	
^{60}Co	2,0
^{137}Cs	1,5
Folhas	
^{60}Co	29
^{137}Cs	24

Fonte: O autor.

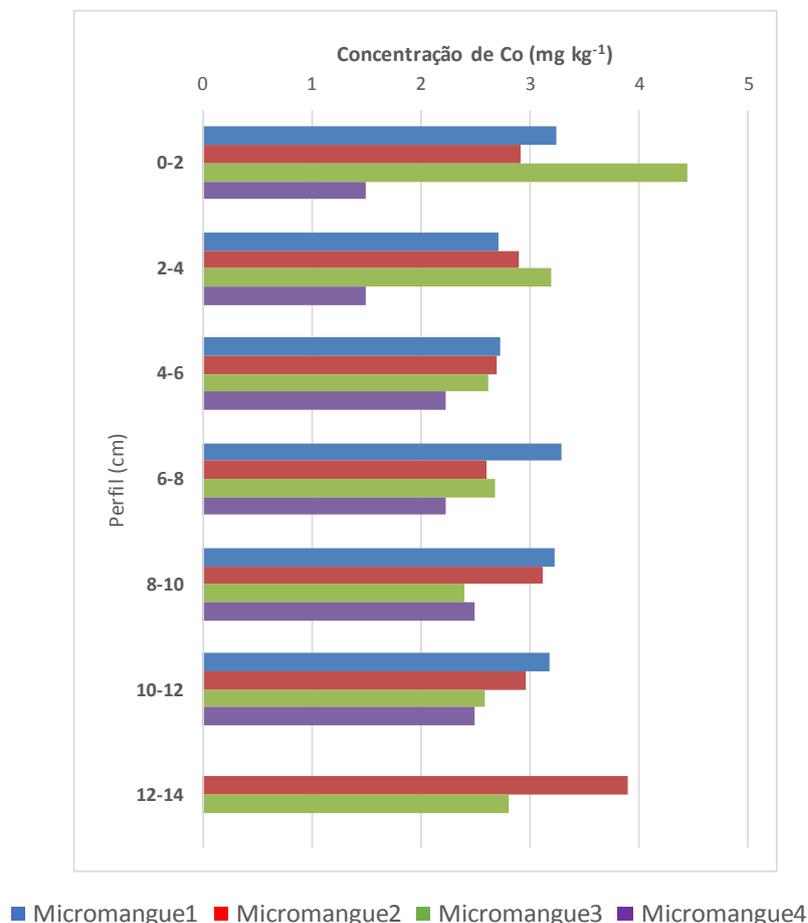
É importante ressaltar que a ausência de ^{60}Co e ^{137}Cs em solos do litoral Pernambuco já foi comprovada por Paiva et al. (2016) nos Manguezais do Rio Arinquiná, assim como por Silva Neto (2015), em fragmentos de Mata Atlântica do município de Igarassu, reforçando, ainda mais, a manutenção das características radiométricas de indivíduos vegetais e do solo utilizados no Experimento II.

4.3.2 Co e Cs em solos

Segundo Coughtrey e Thorne (1983), a absorção de cobalto em plantas é um processo natural de acumulação no tecido radicular dependente das concentrações do elemento químico no solo, pois é normalmente transportado na seiva do xilema como um cátion divalente. Neste sentido, foram determinadas as concentrações de Co no solo como mostra a Figura 27, referente à distribuição vertical de Co nos solos dos micromangues 1, 2, 3 e 4. Percebe-se que a distribuição de Co nos solos dos micromangues variou entre 1,5 mg/kg e 4,5 mg/kg na camada de 0 a 15 cm.

Dentre os substratos analisados, destaca-se o micromangue 4 que possui menor concentração do elemento químico, enquanto o micromangue 3 apresentou um pico de 4,5 mg/kg de Co. A pequena diferença na concentração dos solos dos micromangues 1, 2, 3 e do micromangue 4 pode estar relacionada à natureza arenosa do substrato do micromangue 4.

Figura 27 - Distribuição de Co no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm dos micromangues.

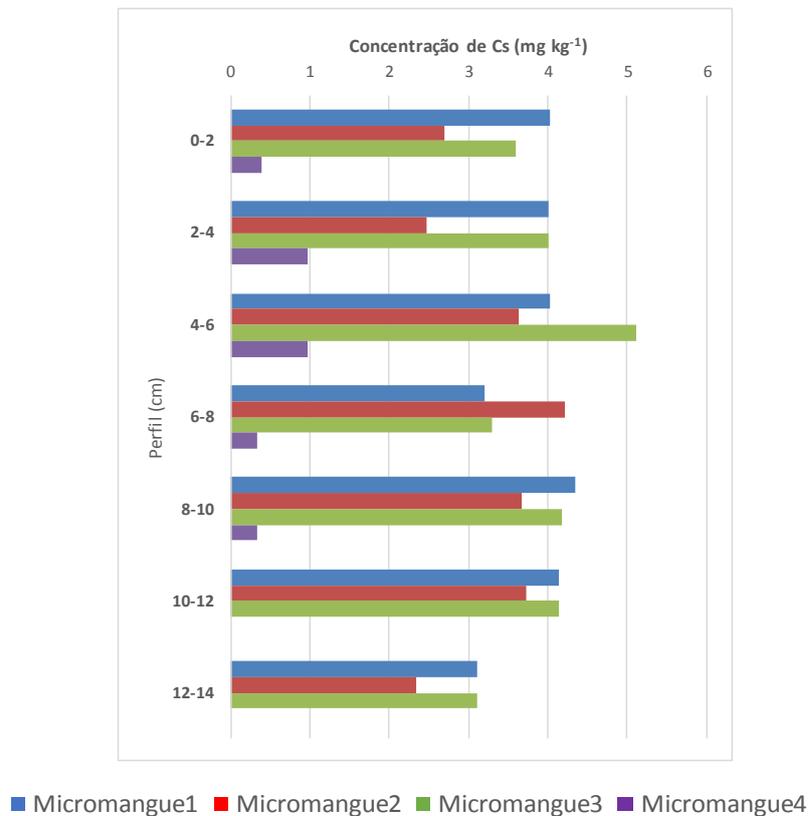


Fonte: O autor.

Segundo Kabata-Pendias e Mukherjee (2007), a presença de Co no solo está intimamente ligada a presença de rochas máficas, principalmente se comparado a sua concentração em rochas ácidas, estando fortemente associado ao ferro em processos geoquímicos. Em solos da Costa brasileira, Carvalho et al. (2010) identificaram nos tabuleiros do Recôncavo Baiano concentração média de 12 mg/kg de Co, estando este elemento químico correlacionado com titânio. Suppi et al. (2017) quantificaram concentrações variando de 4,9 mg/kg a 10,8 mg/kg na Costa sul do Estado de Santa Catarina. Portanto, as concentrações de Co em outras regiões costeiras do Brasil estão ligeiramente acima dos valores encontrados neste trabalho.

Para Cs, conforme observado na Figura 28, a distribuição no perfil de 0 a 15 cm mostrou concentrações semelhantes às de Co, com exceção dos solos arenosos do micromangue 4 que obtiveram concentrações inferiores a 1,0 mg/kg.

Figura 28 - Distribuição de Cs no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm dos micromangues.



Fonte: O autor.

Os resultados obtidos para os solos nos micromangues 1 e 2 estão semelhantes à média de 3,03 mg/kg encontrada por Kondo et al. (2014) em solos lamosos japoneses e por Cook et al. (2007) em Southern Idahoao, Estados Unidos (2,06 - 6 mg/kg). A comparação com estes resultados é válida pelo fato dos solos lamosos japoneses se assemelharem aos solos dos manguezais brasileiros e por Southern Idahoao localizar-se relativamente próximo à Costa Oeste dos Estados Unidos, ainda que sofra influência do Oceano Pacífico. Em contrapartida, Varskog et al. (1994) encontrou concentrações baixas de Cs (0,76 - 1,21 mg/kg) em solos noruegueses, em níveis semelhantes aos encontrados no micromangue 4, possivelmente as concentrações encontradas sejam baixas pelo fato da região sofrer forte influência do Oceano Ártico, o que pode dificultar a mobilidade do Cs e outros elementos químicos no solo devido às baixas temperaturas.

Desse modo, não foi verificada nenhuma anomalia na distribuição de Cs nos substratos dos micromangues, entendendo-se que os experimentos tiveram condições aproximadamente semelhantes a outros tipos de solos costeiros.

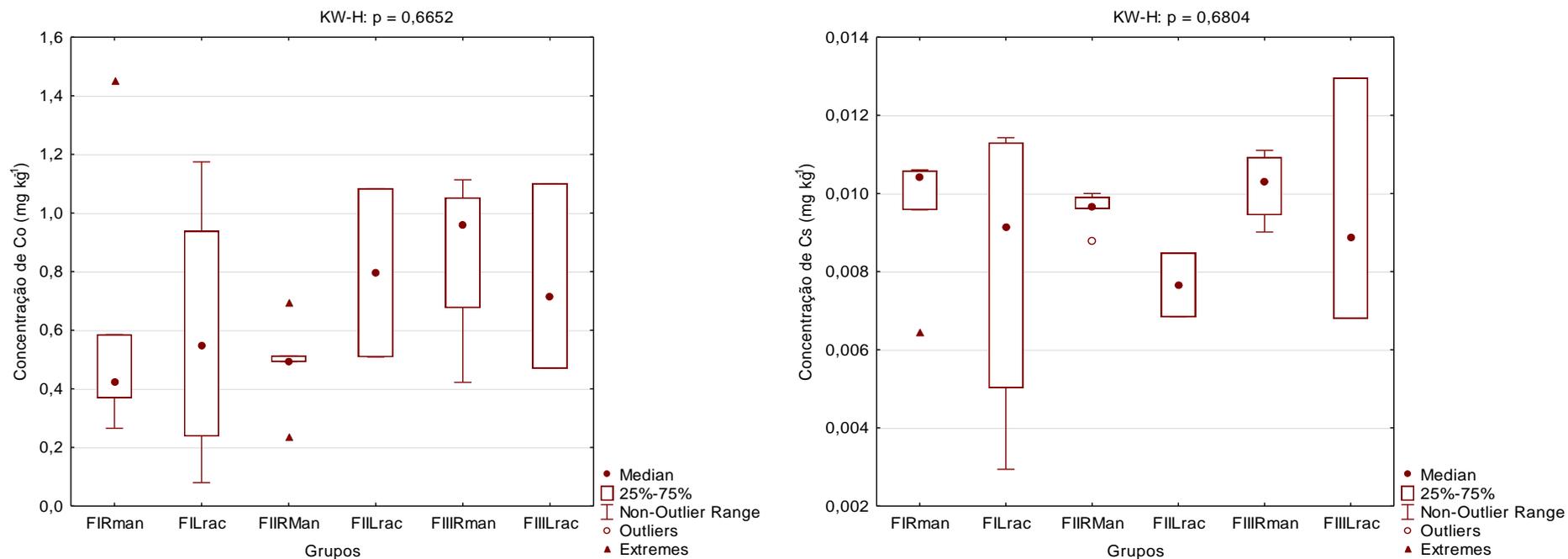
4.3.3 Co e Cs em folhas

A determinação das concentrações de Co e Cs nas folhas teve por objetivo estudar a transferência destes elementos químicos do solo para os indivíduos vegetais, comparando-se com a transferência de ^{60}Co e ^{137}Cs do solo para as raízes e folhas pós-contaminação. A Figura 29 mostra os gráficos *boxplot* construídos para expressar as concentrações de Co e Cs encontrada nas folhas dos indivíduos e a variabilidade das concentrações nos micromangues 1, 2 e 3. A partir da análise de variância não paramétrica (KW-H), há fortes indícios que as concentrações de Cs e Co não difiram entre si em nível de 95% de confiança para os compartimentos e micromangues estudados.

Os resultados obtidos sobre acumulação de Co nas folhas dos indivíduos de *Rhizophora mangle* apresentaram valores entre 0,3 mg/kg - 1,1 mg/kg, considerando os micromangues 1, 2 e 3. Em níveis semelhantes à *Rhizophora mangle*, os indivíduos de *Laguncularia racemosa* apresentaram valores de concentração entre 0,2 - 1,1 mg/kg. Segundo Peterson e Girling (1981), plantas sob condições normais de desenvolvimento possuem concentrações de Co variando entre 1 e 50 mg/kg em peso seco, portanto as concentrações de Co obtidas demonstram que a presença deste elemento químico nos vegetais estudados está próxima ao limite inferior normalmente encontrado em plantas. O estágio precoce de desenvolvimento dos indivíduos e/ou a acumulação preferencial de Co nas raízes sejam possivelmente as principais justificativas para os valores obtidos.

Comparando-se os três micromangues, as concentrações de Co nas folhas de *Rhizophora mangle* estão semelhantes nos micromangue 1 e 2, já o micromangue 3 possui concentrações ligeiramente maiores do que os outros dois micromangues. Esta diferença pode estar ligada a um maior desenvolvimento das plântulas de *Rhizophora mangle* do micromangue 3, conseqüentemente acumulando mais Co. Porém, os valores obtidos para *Laguncularia racemosa* se mostram condizentes entre os três micromangues, demonstrando uniformidade na distribuição do Co no compartimento folha desta espécie.

Figura 29 - Concentrações de Co e Cs em mg/kg em folhas das espécies *Rhizophora mangle* (Rman) e *Laguncularia racemosa* (Lrac).



*FIRman = Compartimento folha dos indivíduos de *Rhizophora mangle* do micromangue I; FIIRman = Compartimento folha dos indivíduos de *Rhizophora mangle* do micromangue II; FIIIRman = Compartimento folha dos indivíduos de *Rhizophora mangle* do micromangue III; FILrac = Compartimento folha dos indivíduos de *Laguncularia racemosa* do micromangue I; FIILrac = Compartimento folha dos indivíduos de *Laguncularia racemosa* do micromangue II; FIIILrac = Compartimento folha dos indivíduos de *Laguncularia racemosa* do micromangue III.

Fonte: O autor.

A presença de Cs nas folhas de *Rhizophora mangle* (*R. mangle*) e *Laguncularia racemosa* (*L. racemosa*) variaram de 0,008 - 0,011 mg/kg e de 0,004 - 0,013 mg/kg, respectivamente. A baixa concentração de Cs em folhas, segundo Smolders e Tsukada (2011), é justificável pelo fato do Cs ser um metal alcalino fracamente hidratado e estar predominantemente presente em solução como um cátion hidratado livre Cs^+ com pouca ou nenhuma tendência para formar complexos solúveis. Porém, França et al. (2016) identificaram espécies vegetais nativas do Cerrado que acumularam 12 mg/kg de Cs em folhas, níveis altos quando comparado aos resultados obtidos nas espécies vegetais dos manguezais deste trabalho.

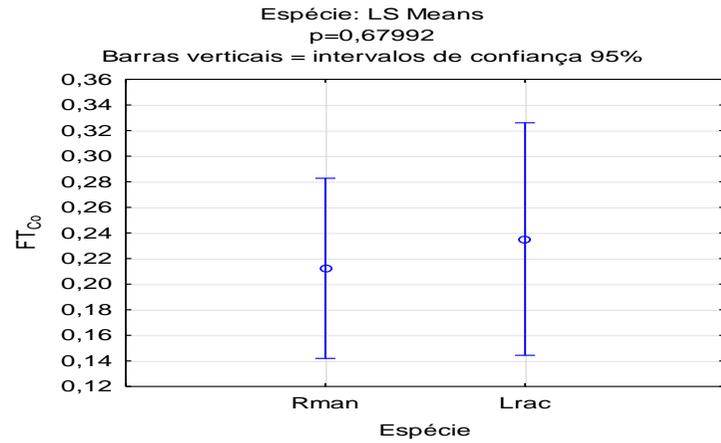
Dentre os micromangues, não houve diferença entre os valores de Cs encontrado nas folhas dos indivíduos de *Rhizophora mangle*, assim como não houve diferença entre os indivíduos de *Laguncularia racemosa* em nível de 95% de confiança (Figura 30). Este elemento químico, inclusive, demonstrou uniformidade na acumulação entre as espécies, apresentando-se praticamente nas mesmas concentrações.

A pouca disponibilidade de Cs no solo e a não essencialidade para o desenvolvimento dos vegetais nativos de manguezais são as possíveis justificativas para a baixa concentração deste elemento químico no compartimento folha. Contudo, não é possível afirmar que as espécies estudadas têm fraca tendência em acumular Cs, já que pesquisas na qual sejam disponibilizadas altas concentrações de Cs são necessárias para verificar o verdadeiro potencial de acumulação. Neste sentido, Wang et al. (2016) identificaram hiperacumulação de Cs em folhas do cereal sorgo (4.513 mg/kg) a partir do cultivo em solução hidropônica saturada contendo Cs. Os autores encontraram uma tendência de acumulação do Cs em folhas, que, possivelmente, seja mais dependente das características fisiológicas do vegetal do que da forma pouco solúvel do Cs no substrato.

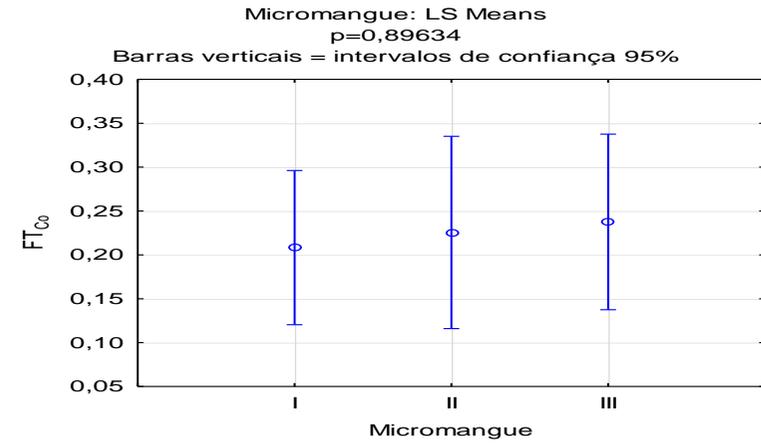
4.3.3.1 Fatores de transferência - FT de Co e Cs

A partir do cálculo dos fatores de transferência, realizou-se análise de variância dos resultados de FT obtidos para Co e Cs. As interações entre as espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, entre os micromangues 1, 2 e 3 e o resíduo do modelo estatístico empregado para a ANOVA foram calculados e estão representados nas Figuras 30 e 31, respectivamente.

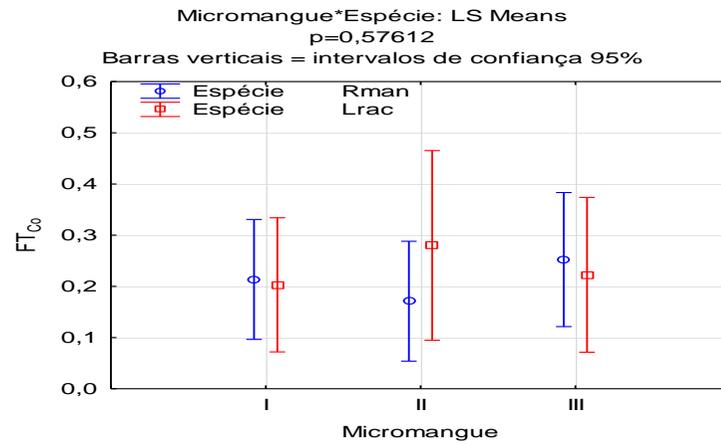
Figura 30 – ANOVA dos FT de Co em folhas. A. Comparação múltiplas para o Fator Espécie. B. Fator Micromangue. C. Interação entre os fatores Micromangue e Espécie. D. Teste de normalidade dos resíduos da análise estatística.



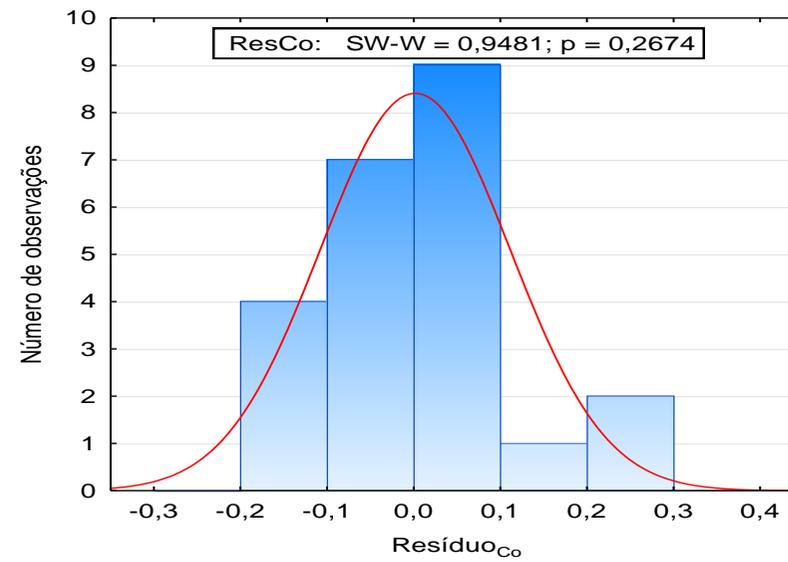
A



B



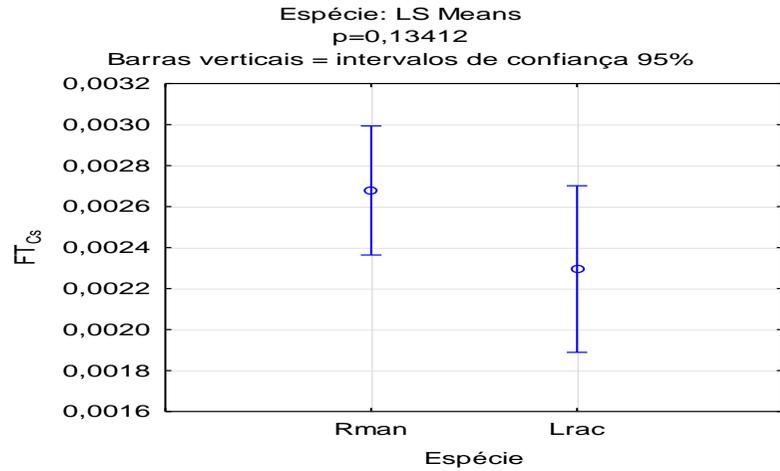
C



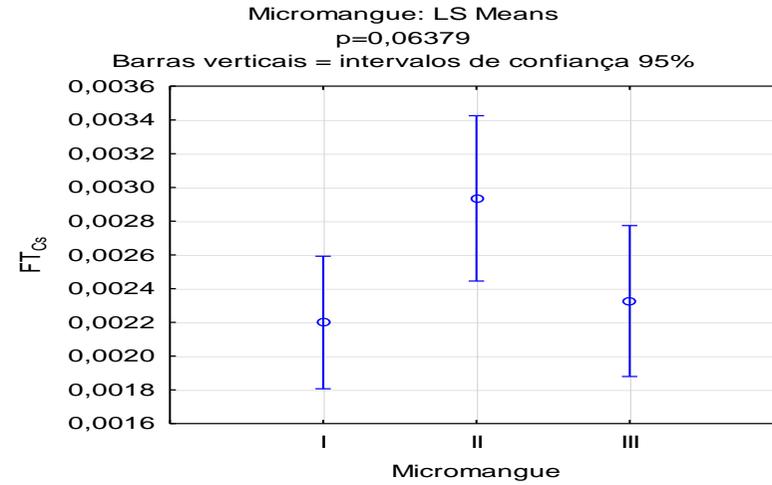
D

Fonte: O autor.

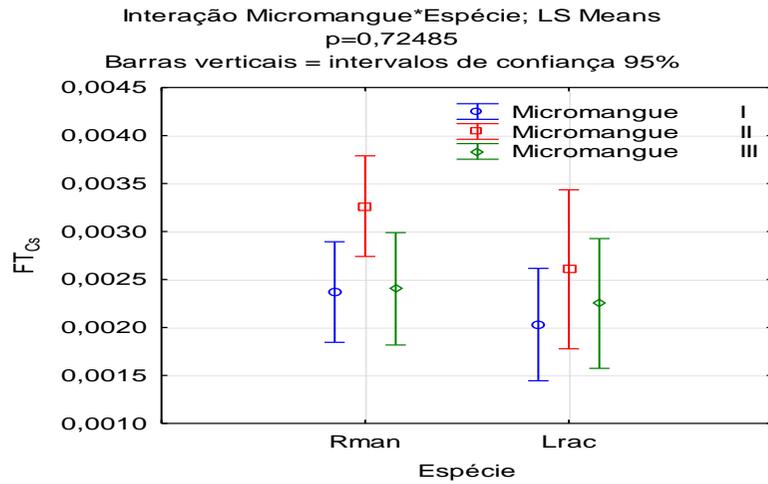
Figura 31 – ANOVA dos FT de Cs em folhas. A. Comparação múltiplas para o Fator Espécie. B. Fator Micromangue. C. Interação entre os fatores Micromangue e Espécie. D. Teste de normalidade dos resíduos da análise estatística.



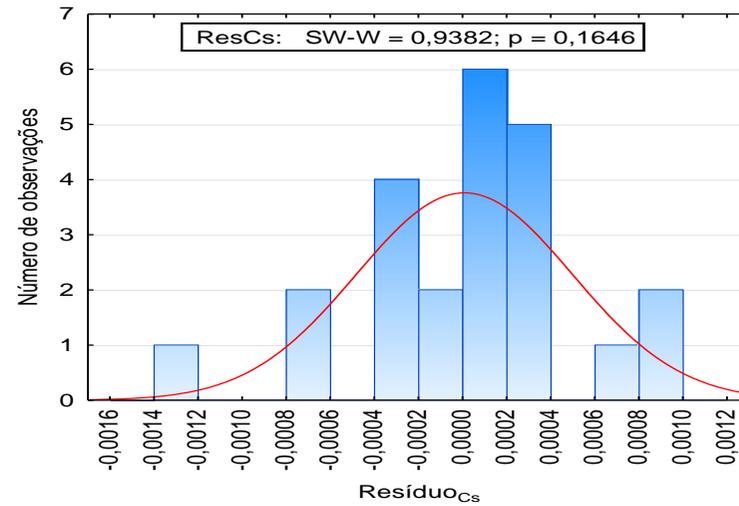
A



B



C



D

Fonte: O autor.

Os valores de FT obtidos para os indivíduos de *Rhizophora mangle* nos micromangues I, II e III para Co variaram de 0,2 a 0,35, enquanto os valores de FT da espécie *Laguncularia racemosa* variaram entre 0,2 e 1,15. Em contrapartida, os valores de FT obtidos para Cs nas duas espécies foram menores que 0,0035, indicando baixa transferência do elemento químico para as folhas. O valor bastante inferior de FT para Cs pode estar relacionado com a baixa solubilidade do elemento químico na água e/ou baixa quantidade no solo (SMOLDERS; TSUKADA, 2011).

Os resultados da análise de variância não mostraram diferenças significativas em nível de 95% de confiança entre as espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, assim como entre os micromangues I, II e III. Todavia, percebe-se uma tendência de diferenciação nos valores de FT para a interação entre os indivíduos de *Laguncularia racemosa* do micromangue I e de *Rhizophora mangle* do micromangue II. Esta constatação pode estar relacionada ao fato do micromangue II ter sido mantido acidentalmente com um nível de água constante durante, praticamente, todo experimento, fazendo com que o excesso de água aumentasse a disponibilidade do Cs para absorção, além do fato de serem espécies diferentes, consequentemente, com grau de desenvolvimento diferente.

4.4 ETAPA III – EXPOSIÇÃO DAS PLÂNTULAS À CONTAMINAÇÃO RADIOATIVA

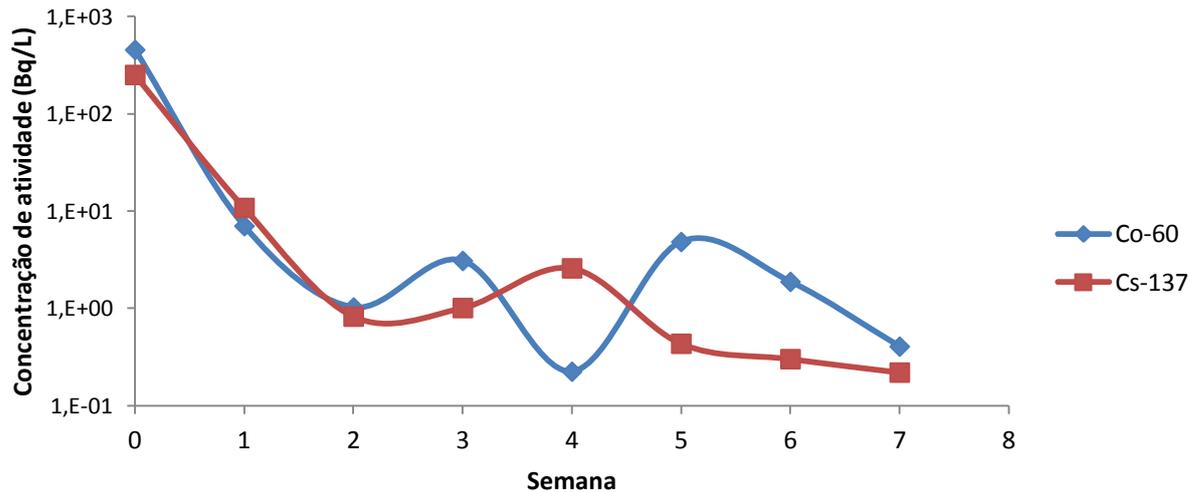
Houve confirmação da capacidade de retenção da contaminação com radionuclídeos artificiais em solos de manguezais. A exposição das plântulas à contaminação radioativa não resultou em danos para as espécies estudadas, contudo, houve alteração nas concentrações de atividade dos substratos dos micromangues e translocação para os órgãos das plântulas.

4.4.1 Monitoração da água

A monitoração semanal da água que circulava diariamente no micromangue 2 teve como objetivo verificar se os radionuclídeos presentes na solução teriam sido retidos no solo, podendo ficar disponíveis para a absorção pelas plântulas. A Figura 32 descreve o comportamento deste radionuclídeo na água utilizada para circulação do micromangue II após a contaminação do substrato com a solução aquosa contendo ^{60}Co e ^{137}Cs .

Conforme observado, após uma semana da contaminação do substrato com a solução de ^{60}Co e ^{137}Cs , verificou-se que os radionuclídeos foram retidos no solo, sugerindo que suas disponibilidades aumentaram para as plântulas.

Figura 32 – Monitoração das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs (escala logarítmica) na água utilizada para circulação no micromangue II.



Fonte: O autor.

4.4.2 Determinação das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs no solo pós-contaminação

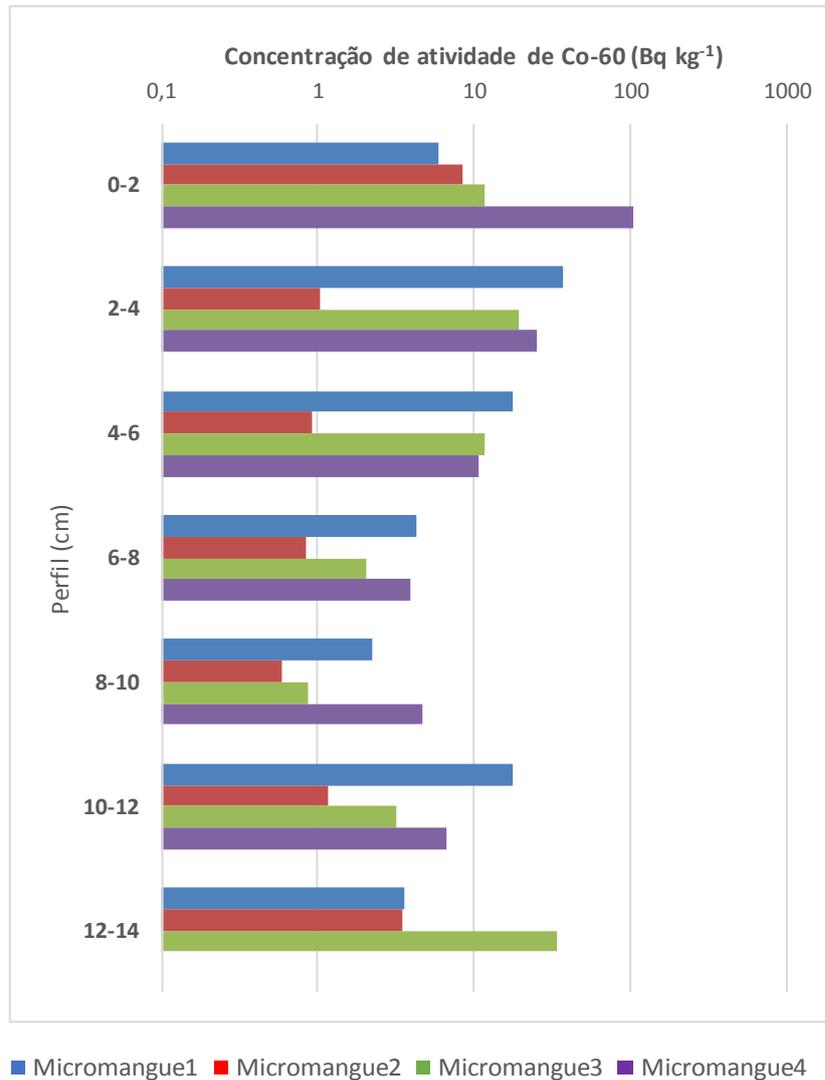
Considerando o desenvolvimento satisfatório das plântulas, três meses após a contaminação, foram determinadas as concentrações de atividade na camada de 0 a 15 cm dos micromangues, em que foram cultivados os indivíduos vegetais. A Figura 33 mostra as concentrações de atividade de ^{60}Co pós-contaminação no perfil de 0-15 cm.

Observa-se que o solo do micromangue 4, no qual foram cultivados os dois indivíduos de *Avicennia* sp., apresentaram altas concentrações de atividade de ^{60}Co na camada superficial do solo (0 - 2 cm), reduzindo bruscamente os valores com o aumento da profundidade.

De acordo com Ohnuki (1992), em seu experimento utilizando uma coluna de solo arenoso, a migração do ^{60}Co em solução de pH básico em solos arenosos apresentam uma concentração maior nos primeiros centímetros (0-5cm), sendo reduzida com o aumento da profundidade. Este comportamento é justificado devido ao fato da fração imóvel do ^{60}Co ficar presa à caulinita, ao cloreto de manganês e ao óxido de manganês presente na composição deste tipo de solo.

Nos micromangues 1 e 2, as concentrações de atividade de ^{60}Co foram inferiores a 20 Bq/kg nos perfis de 0 a 15 cm. A baixa concentração de ^{60}Co , quando comparada ao micromangue 4, está relacionada, possivelmente, ao fato dos micromangues 1, 2 e 3 possuírem uma população superior de indivíduos vegetais, pois a quantidade de indivíduos pode ter aumentando a transferência de ^{60}Co no sistema solo-planta.

Figura 33 - Distribuição de ^{60}Co (escala logarítmica) no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm.

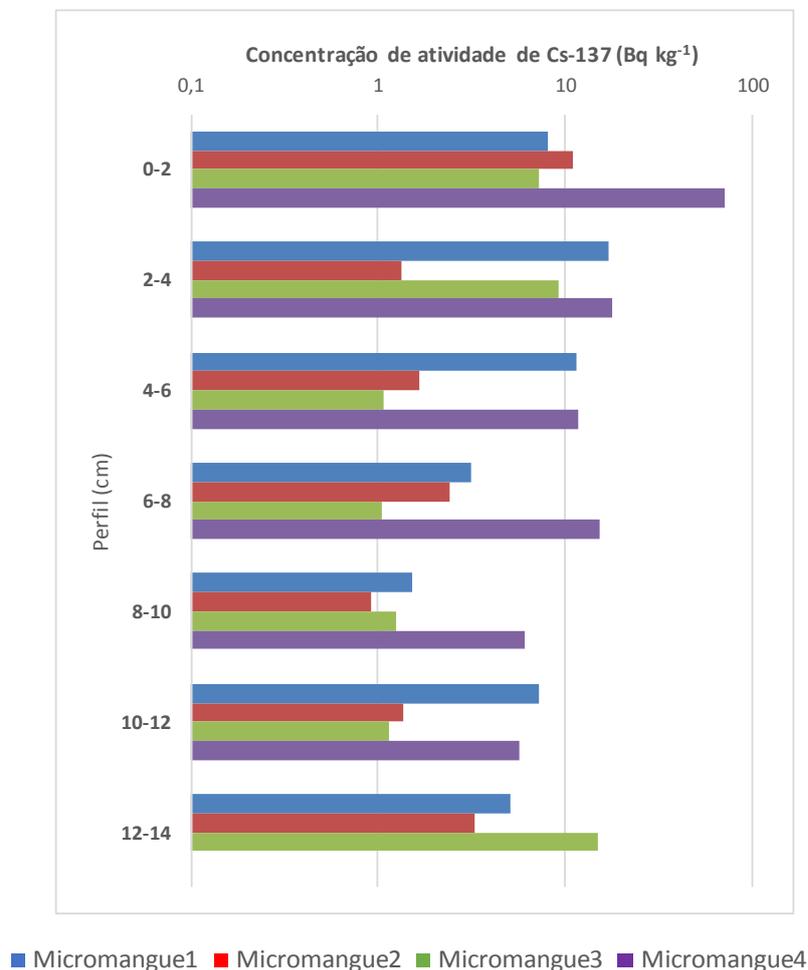


Fonte: O autor.

O comportamento da migração de ^{137}Cs seguiu de forma similar o comportamento do ^{60}Co , conforme pode ser observado na Figura 34. Foi verificada uma concentração de atividade de 34 Bq/kg na parte inferior do perfil (12-14 cm). A acumulação de ^{137}Cs nas camadas superficiais do solo encontra similaridade com os estudos sobre *fallout* desenvolvido por Riesen et al. (1998) em 6 florestas da Suíça e por Gri et al. (2000) em Chernobyl. Ambos

os autores indicaram que este radionuclídeo permaneceu na camada superficial do solo (0-5 cm), penetrando muito pouco a partir 20 cm de profundidade. Esta distribuição pode estar ligada a porosidade do solo que diminui com o aumento da profundidade. Apesar da contaminação por *fallout* ser diferente de um derramamento ou uma contaminação via aquática, deve-se levar em consideração que os locais onde ocorreram *fallout* radioativo sofrem influência de chuvas, que possivelmente solubilizaram os contaminantes radioativos. Portanto, torna-se válida a comparação com dados de *fallout* com os obtidos neste trabalho.

Figura 34 - Distribuição de ^{137}Cs (escala logarítmica) no perfil de solo na profundidade de 0 - 15 cm dos recipientes de cultivo.



Fonte: O autor.

Segundo o trabalho desenvolvido por Kamal e Baha (2011), em solos expostos a ^{137}Cs proveniente de atividade nuclear no Iraque, verificou-se que este radionuclídeo também permaneceu na camada superior do solo (0-5 cm) como pode ser observado na Tabela 20.

Tabela 20 – Concentrações de atividade de ^{137}Cs em solos do Iraque em perfis de 0-20 cm estudados por Kamal et al. (2011).

Coordenadas geográficas		Concentração de atividade de ^{137}Cs (Bq/kg)			
N	E	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
42.5796	33.5498	108	9	-	-
42.255	32.0494	114	10	-	-
40.465	33.333	75	8	-	-
42.0694	33.4385	60	10	-	-

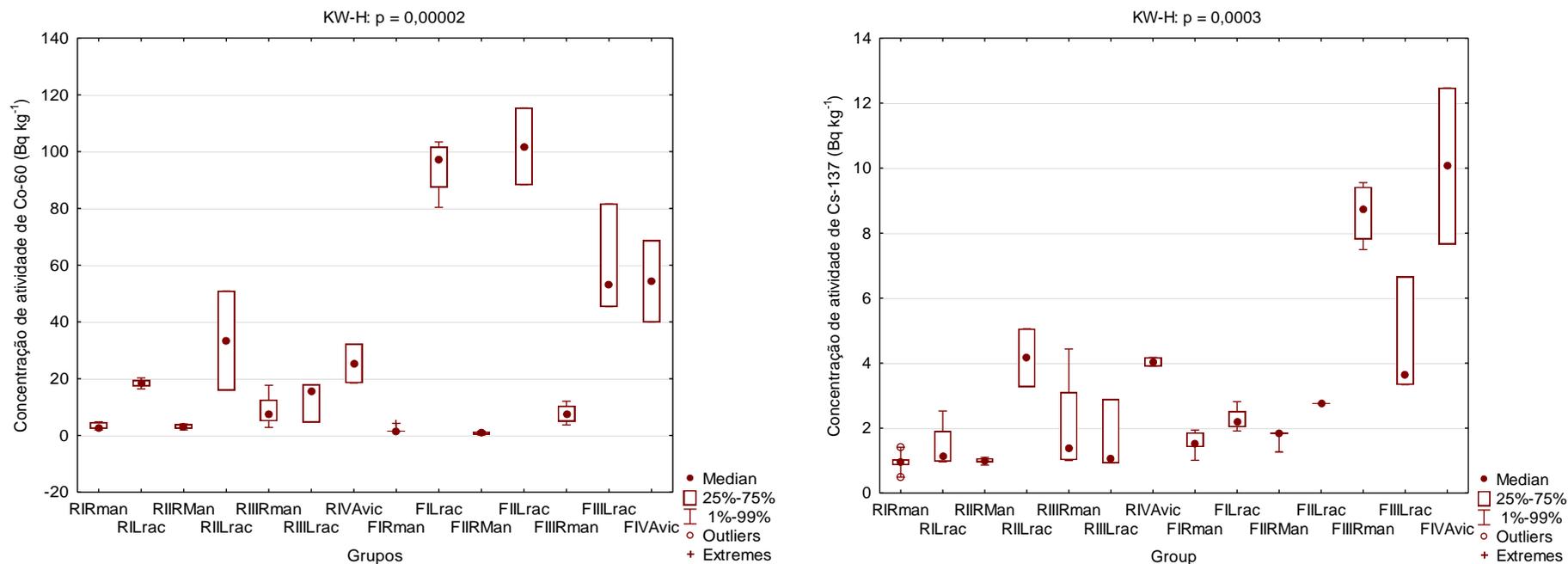
Fonte: Adaptado de Kamal et al. (2011).

Portanto, a distribuição vertical de ^{137}Cs nos solos dos quatro micromangues obedeceu ao comportamento observado em estudos realizados na Europa e na Ásia sobre migração vertical de ^{137}Cs em solos. A partir das referências e dados sobre contaminação radioativa, percebe-se que, independentemente da forma de contaminação, seja por derramamento ou *fallout*, a distribuição de ^{137}Cs tende a seguir uma distribuição esperada, concentrando-se nas camadas superficiais.

4.4.3 Determinação das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs nas raízes e folhas

A determinação das concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs nas raízes e folhas por EGAR teve por objetivo demonstrar a capacidade de fitorremediação dos compartimentos raiz e folhas nas espécies estudadas. A raiz é o compartimento mais relevante para a entrada de nutrientes e substâncias químicas nos indivíduos vegetais. De acordo com Kamel et al. (2007), é na raiz que se concentra a maior parte dos radionuclídeos e elementos químicos fitorremediados por espécies vegetais. Porém, estudos indicam que frações significativas são transferidas para as folhas (BUYSSSE et al., 1995). A Figura 35 mostra os resultados da análise de variância não paramétrica (KW-H) e os gráficos *boxplot* para comparações múltiplas entre as concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs obtidas nos compartimentos Raiz e Folha das espécies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp. Em nível de 95% de confiança, há indícios estatísticos de que pelo menos uma das médias difere das demais (Figura 35).

Figura 35 - Gráficos *boxplot* das concentrações de ^{60}Co e ^{137}Cs nas raízes e folhas de *R. mangle* (Rman), *L. racemosa* (Lrac) e *Avicennia* sp. (Avic).



*RIRman = Compartimento raiz da *Rhizophora mangle* do micromangue I; RIIRman = Compartimento raiz da *Rhizophora mangle* do micromangue II; RIIIRman = Compartimento raiz da *Rhizophora mangle* do micromangue III; FIRman = Compartimento folha da *Rhizophora mangle* do micromangue I; FIIRman = Compartimento folha da *Rhizophora mangle* do micromangue II; FIIIRman = Compartimento folha da *Rhizophora mangle* do micromangue III; RILrac = Compartimento raiz da *Laguncularia racemosa* do micromangue I; RIILrac = Compartimento raiz da *Laguncularia racemosa* do micromangue II; RIIILrac = Compartimento raiz da *Laguncularia racemosa* do micromangue III; FILrac = Compartimento folha da *Laguncularia racemosa* do micromangue I; FIILrac = Compartimento folha da *Laguncularia racemosa* do micromangue II; FIIILrac = Compartimento folha da *Laguncularia racemosa* do micromangue III.; RIVRAvic = Compartimento raiz da *Avicennia* sp. do micromangue IV; RIVRAvic = Compartimento folha da *Avicennia* sp. do micromangue IV.

Fonte: O autor.

Observa-se que, em termos de concentração de atividade, ^{60}Co foi acumulado em maior quantidade nas folhas das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp., respectivamente, e em menor quantidade nas raízes e folhas de *Rhizophora mangle*.

Dentre as raízes, não foi observada diferença significativa em nível de 95% de confiança entre as médias de ^{60}Co dos indivíduos de *Rhizophora mangle* nos micromangues 1, 2 e 3, de acordo com o gráfico *boxplot* (Figura 35), assim como entre indivíduos de *Laguncularia racemosa*. Contudo, percebe-se que os indivíduos de *Laguncularia racemosa* acumularam mais ^{60}Co nas raízes do que a *Rhizophora mangle* e em valores similares a *Avicennia* sp. Entre os indivíduos da mesma espécie, destaca-se a acumulação de ^{60}Co nas raízes da população de indivíduos da *Laguncularia racemosa* do micromangue 2, atingindo a concentração de atividade de 50 Bq kg^{-1} nas raízes. Este resultado é um bom indicativo de que a espécie *Laguncularia racemosa* seja uma acumuladora em potencial de ^{60}Co . Os resultados de *Avicennia* sp. demonstraram altas concentrações de atividade nas raízes dos indivíduos estudados. De fato, a acumulação na ordem de dezenas de Bq kg^{-1} é um resultado considerável para o propósito deste trabalho.

Com relação às folhas, há diferença significativa entre as médias das três espécies estudadas, destacando-se a acumulação pronunciada das folhas de *Laguncularia racemosa*, na ordem de $80\text{-}100 \text{ Bq kg}^{-1}$, diferentemente da *Rhizophora mangle*, cuja acumulação de ^{60}Co foi próxima a 1 Bq kg^{-1} e dos valores intermediários de *Avicennia* sp. (55 Bq kg^{-1}). Entre indivíduos da mesma espécie, verificou-se diferença entre os valores médios de ^{60}Co nas *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* dos micromangues 2 e 3.

Apesar de estar em menor disponibilidade no solo, ^{137}Cs foi quantificado nas raízes e folhas das três espécies estudadas, porém, em baixas concentrações de atividade. Nenhuma das espécies acumulou este radionuclídeo em concentrações de atividades acima de 14 Bq kg^{-1} . Comparando-se o desempenho dos indivíduos de *Rhizophora mangle* quanto à acumulação pelas raízes, observou-se acumulação de ^{137}Cs em concentrações similares nos micromangues 1, 2 e 3. Entretanto, entre os grupos populacionais de *Laguncularia racemosa*, percebe-se diferença entre a acumulação nas raízes dos indivíduos dos micromangue 1 e 3 com o micromangue 2, que apresentou a maior concentração de atividade de ^{137}Cs em raízes todas as espécies estudadas (5 Bq kg^{-1}).

Dentre os resultados de folhas obtidos para ^{137}Cs , percebe-se uma tendência das três espécies em acumular preferencialmente o radionuclídeo nas folhas. Dentre todas as espécies, a *Avicennia* sp. acumulou a maior quantidade de ^{137}Cs (10 Bq kg^{-1}). Entre os indivíduos da mesma espécie, verifica-se diferença entre as médias dos indivíduos de *Rhizophora mangle*

dos micromangues 1 e 2 com o micromangue 3, da mesma forma comportam-se os indivíduos de *Laguncularia racemosa*.

A variabilidade na acumulação das espécies estudadas, independente do compartimento, é justificada pelo fato das três espécies, apesar de serem halófitas, possuírem fisiologia diferente, sendo este parâmetro responsável para explicar os diferentes níveis de acumulação de ^{60}Co e ^{137}Cs . Já a diferença que alguns grupos populacionais, justifica-se pela diferença de desenvolvimento dos indivíduos em cada micromangue.

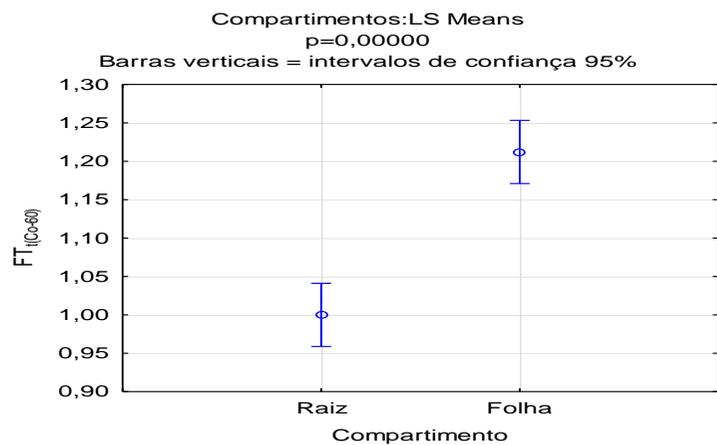
Apesar dos resultados obtidos fornecerem informações importantes, não é possível afirmar apenas com estes dados que as espécies são ou não fitorremediadoras de ^{60}Co e ^{137}Cs , pois para fitorremediação, o parâmetro mais importante é transferência do solo para a planta. Por isso, calcularam-se os fatores de transferência solo-planta com a intenção de estabelecer-se uma relação entre as concentrações de atividade das raízes e folhas com aquelas quantificadas nos solos.

4.4.4 Fatores de transferência de ^{60}Co e ^{137}Cs em raízes e folhas

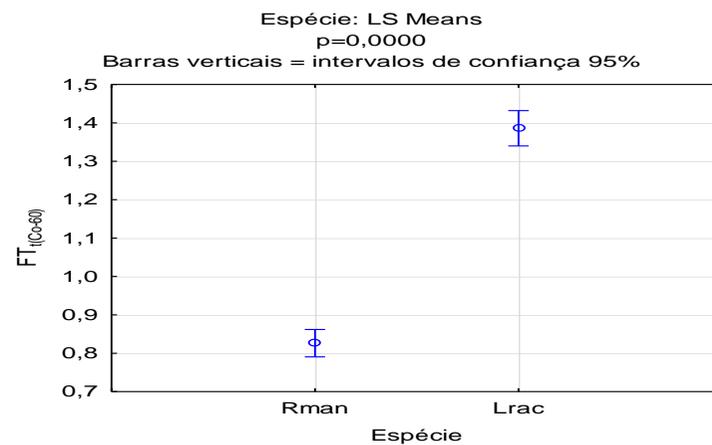
A partir dos cálculos de FT, procedeu-se a ANOVA paramétrica, por ser mais robusta diante da importância dos resultados, dos valores obtidos para ^{60}Co , demonstrando as variações entre espécies, compartimentos, micromangues e suas respectivas interações. Como pode ser verificado na Figura 36, houve diferença significativa em nível de 95% de confiança entre as médias dos fatores de transferência dos compartimentos folha e raiz, considerando os micromangues 1, 2 e 3. O compartimento folha demonstrou um maior potencial de transferência, conseqüentemente de fitorremediação, contrariando outros estudos que identificaram as raízes com maior potencial de transferência (BUYSSE et al., 1995; KAMEL et al, 2007).

Dentre as espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, constataram-se diferenças significativas em nível de 95% de confiança quanto à transferência de ^{60}Co , considerando todos os compartimentos. Este resultado mostra, com as altas concentrações encontradas nas folhas e raízes de *Laguncularia racemosa*, que esta espécie é potencialmente fitorremediadora de ^{60}Co , sendo o compartimento folha o mais relevante. Com relação aos micromangues, os fatores de transferência não mostraram diferenças significativas entre o micromangues 1 e 3, porém o micromangue 2, apresentou diferenças significativas em nível de 95% de confiança, possivelmente em decorrência da manutenção da maré alta.

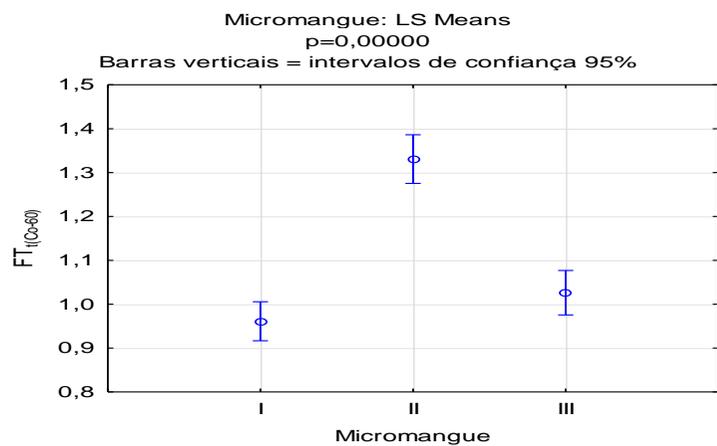
Figura 36 – ANOVA dos FT de ^{60}Co . A. Compartimento. B. Espécie. C. Micromangue. D. Interação entre Compartimento e Espécie.



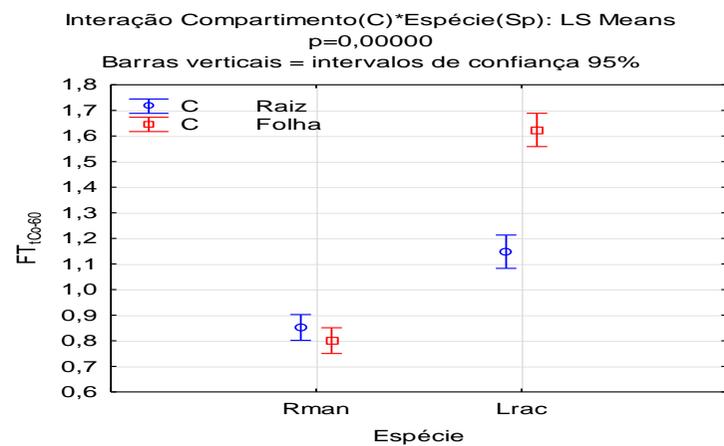
A



B



C



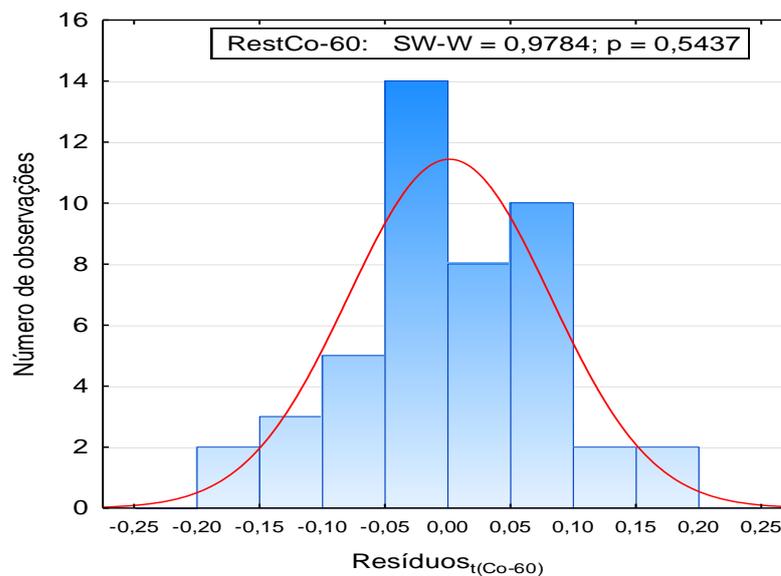
D

Fonte: O autor

Analisando a interação compartimento e espécie (Figura 36), considerando todos os micromangues, percebe-se que não há efeito de interação entre os fatores de transferência dos compartimentos folha e raiz dos indivíduos de *Rhizophora mangle*. Todavia, tal fenômeno não ocorreu para *Laguncularia racemosa*, pois foi observado efeito de interação entre os compartimentos e essa espécie (Figura 36), corroborando sua possível aplicação como fitorremediadora de ^{60}Co .

Na Figura 37 é apresentado o histograma dos resíduos, seguido pelo teste de normalidade, garantindo os requisitos básicos para a ANOVA para as comparações múltiplas dos valores de FT para ^{60}Co . Como a distribuição dos resíduos foi normalmente distribuída, comprovou-se um dos requisitos principais do modelo estatístico empregado na ANOVA.

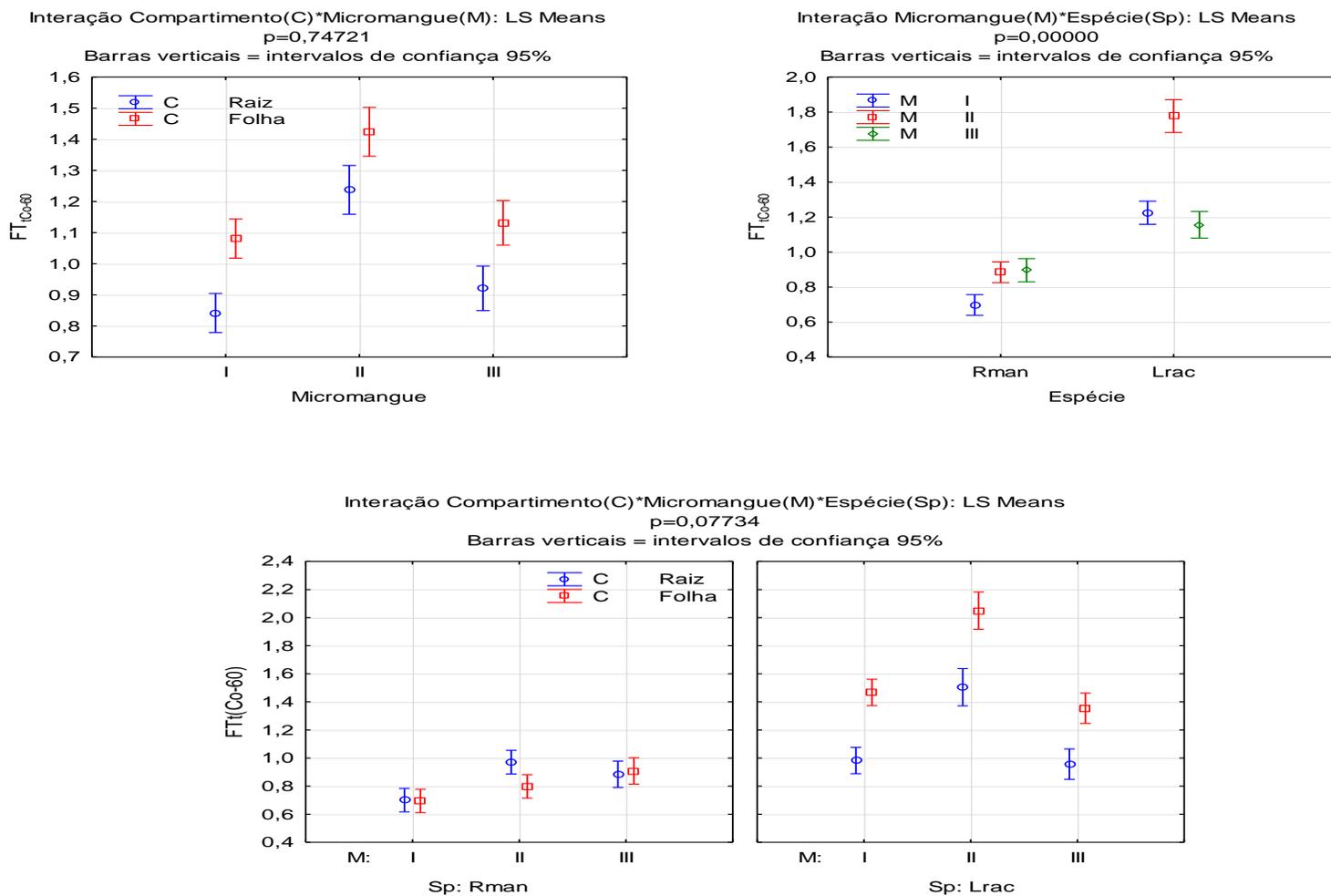
Figura 37 – Resíduos normalizados de ^{60}Co .



Fonte: O autor.

Na Figura 38 são apresentadas as comparações múltiplas das interações da ANOVA: compartimento x micromangue; micromangue x espécie; compartimento x micromangue x espécie, respectivamente. Com esses resultados, infere-se que há fortes indícios de que exista interação entre as espécies e os micromangues em nível de 95% de confiança, em que *Laguncularia racemosa* foi beneficiada no micromangue 2. Não foram observadas diferenças significativas em nível de 95% de confiança para as interações entre compartimento e micromangue, assim como para as interações entre todas as causas de variação estudadas.

Figura 38 – ANOVA dos FT de ^{60}Co : interação Compartmento X Micromangue, Micromangue X Espécie, Compartmento X Micromangue X Espécie.



Fonte: O autor

De modo semelhante, foi realizada ANOVA para os valores calculados de FT para ^{137}Cs , permitindo as comparações múltiplas entre as médias das espécies, compartimentos, micromangues e suas respectivas interações. Como pode ser verificado na Figura 39, houve diferença significativa ($\alpha = 0,05$) entre os fatores de transferência dos compartimentos folha e raiz, considerando os micromangues 1, 2 e 3, resultado semelhante ao obtido para ^{60}Co , inclusive com o compartimento folha atingindo maiores fatores de transferência. Este resultado demonstra que as espécies vegetais nativas de manguezais têm tendência em acumular preferencialmente radionuclídeos na parte aérea. Em termos de manejo, é bem interessante, pois utilizando estas espécies como fitorremediadoras seria desnecessário o corte das árvores para retirada das raízes.

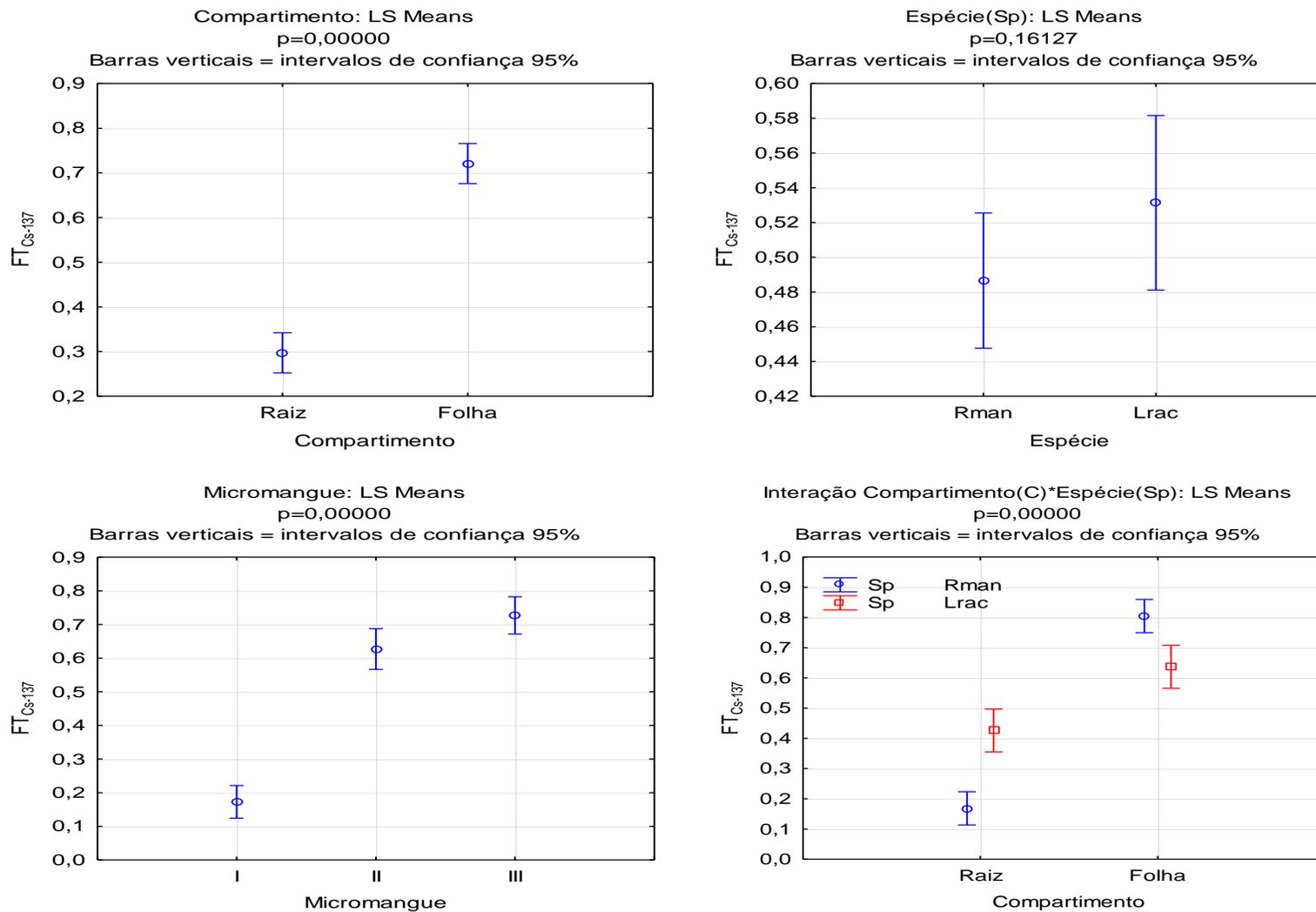
Em contrapartida, não houve diferença significativa dos fatores de transferência entre as espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, considerando todos os compartimentos (folhas e raízes). Dentre os micromangues 1, 2 e 3, considerando todos os indivíduos das espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, houve diferença significativa em nível de 95% de confiança entre o micromangue 1 e o micromangue 2 e 3. Tal resultado pode ser explicado possivelmente pelo fato das concentrações de atividade quantificadas nos indivíduos serem mais baixas em comparação com o solo devido ao grau de desenvolvimento dos indivíduos. Desse modo, é provável que haja interação significativa entre espécie e micromangue.

Analisando o gráfico da interação compartimento e espécie, percebe-se que houve diferença significativa em nível de 95% de confiança (Figura 39), indicando que a presença de uma espécie vegetal pode ter beneficiado e/ou prejudicado a transferência de ^{137}Cs nos compartimentos. Na Figura 40, são apresentados os gráficos das interações da ANOVA dos FT de ^{137}Cs : compartimento x micromangue; micromangue x espécie; compartimento x micromangue x espécie. Os gráficos mostram diferenças significativas em nível de 95% para todas as interações, indicando a complexidade da transferência de ^{137}Cs no sistema solo-planta.

A interação significativa ($\alpha = 0,05$) entre 3 variáveis (compartimento, espécie e micromangue) mostra que o experimento realizado favoreceu e/ou prejudicou a transferência de ^{137}Cs nas plantas, o que é um resultado bastante revelador sobre interações das espécies com os ambientes em que se desenvolvem. Em comparação com a transferência de ^{60}Co , o radionuclídeo ^{137}Cs merece atenção em estudos de fitorremediação.

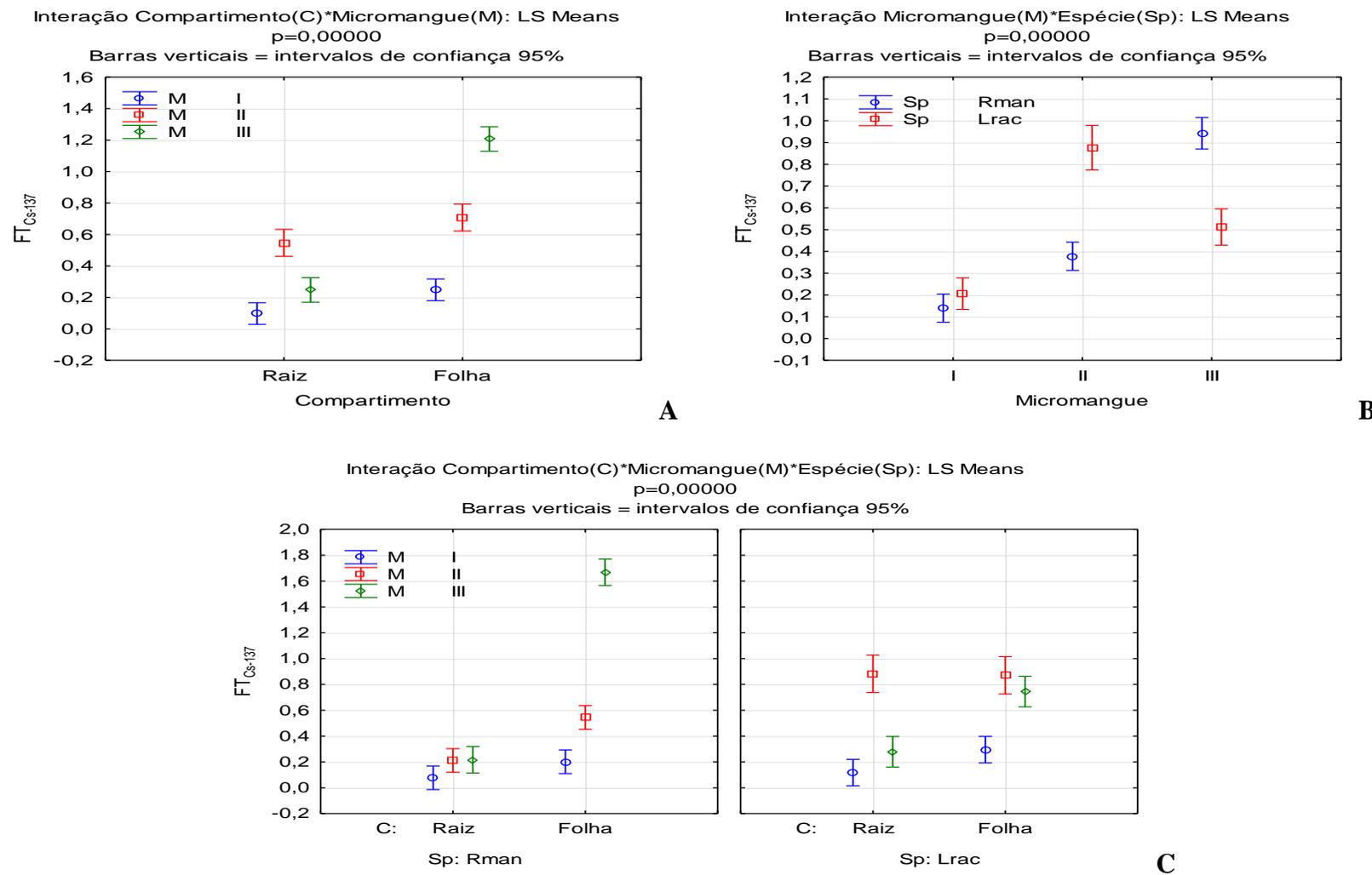
A Figura 41 permite comprovar a qualidade da análise estatística empregada, pois a distribuição dos resíduos foi considerada normalmente distribuída em nível de 95% de confiança, indicando que os requisitos da técnica estatística foram atendidos.

Figura 39 – ANOVA dos FT de ^{137}Cs : Raiz X Folha, Espécie X Espécie, Micromangue X Micromangue e Compartmento X Espécie.

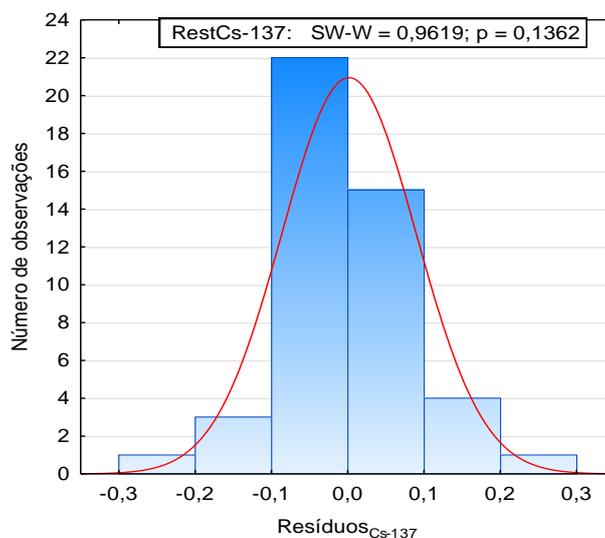


Fonte: O autor.

Figura 40 – ANOVA dos FT de ¹³⁷Cs: interação Compartimento X Micromangue, Micromangue X Espécie, Compartimento X Micromangue X Espécie.

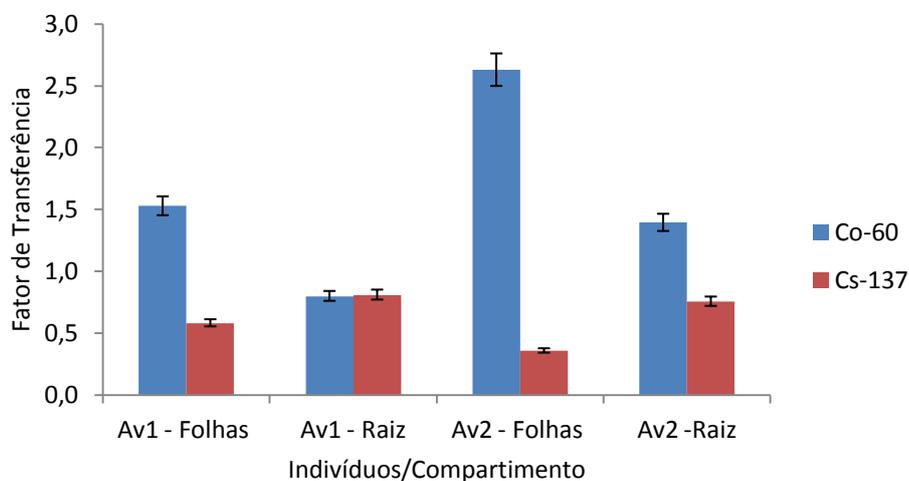


Fonte: O autor.

Figura 41– Resíduos normalizados de ^{137}Cs .

Fonte: O autor.

Diante do exposto nesse trabalho, é evidente que a interação entre as espécies, compartimentos e os micromangues é relevante para a transferência de radionuclídeos. Mesmo assim, optou-se por apresentar os resultados apresentados para a espécie *Avicennia* sp., cultivada no micromangue 4, sem a presença das demais espécies. A espécie *Avicennia* sp., apesar de ter acumulado uma quantidade de ^{60}Co considerável, obteve valores de FT nas raízes (Figura 42) dentro do esperado para um vegetal ($0,4 < \text{FT} < 0,7$), todavia, os valores de FT para folhas ($< 1,5$ $\text{FT} < 2,6$) mostraram-se superiores, demonstrando que as plantas translocam este radionuclídeo para folhas em indivíduos de espécie *Avicennia* sp.

Figura 42 – Fatores de transferência de ^{60}Co e ^{137}Cs para *Avicennia* sp.

Fonte: O autor.

Em comparação com os resultados obtidos nesse estudo, Mollah e Begum (2001) encontraram o valor máximo de FT para espécies cultivadas de 1,03 para ^{60}Co . A Tabela 21 descreve os valores obtido por Mollah e Begum (2001), por Uchida (1997) e pela IAEA (1994) para a transferência de ^{60}Co em alguns vegetais comestíveis. Plântulas de espécies nativas apresentaram acumulação desse radionuclídeo em valores parecidos aos encontrados em espécies cultivadas como tomate e espinafre.

Tabela 21 – Comparação entre as transferências de ^{60}Co obtidas por Mollah e Begum (2001), Uchida (1997) e IAEA (1994) para vegetais comestíveis.

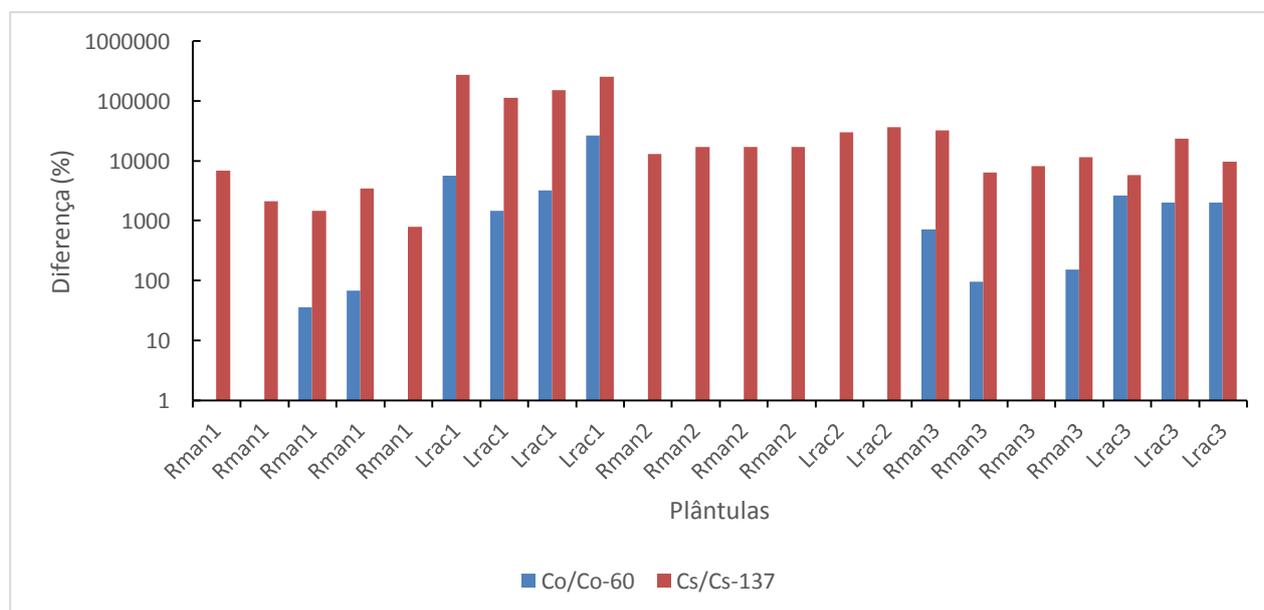
Vegetal	IAEA (1994)	Uchida (1997)	Mollah e Begum (2001)
Arroz	0,0037	0,0048	0,087
Feijão	0,03	0,003	0,15
Amendoim	-	-	0,12
Abacaxi	-	-	0,67
Repolho	0,044	0,081	0,28
Tomate	0,20	-	0,79
Espinafre	0,29	0,069	1,03
Gramma	0,054	-	0,34

Fonte: Mollah e Begum (2001), Uchida (1997) e IAEA (1994).

Os resultados de FT (Figura 42) para ^{137}Cs apresentaram valores de FT intermediários e próximos nas raízes ($\text{FT}_{\text{médio}} = 0,8$) e folhas ($0,3 < \text{FT} < 0,6$). Estes resultados demonstram que o ^{137}Cs é transferido para os compartimentos folha e raiz praticamente nas mesmas proporções e em valores considerado normais para plantas. No entanto, não é possível afirmar que a fitorremediação por esta espécie, pois a complexidade da acumulação exige investigação mais apurada sobre o seu comportamento frente a exposição de ^{137}Cs .

Em comparação com os valores de FT obtidos para Cs e Co estável nas folhas, a Figura 43 mostra a diferença em porcentagem para os valores de FT de ^{137}Cs e ^{60}Co nas folhas pós-contaminação, em que claramente ilustra o grande potencial de acumulação das espécies de mangue, principalmente para Cs radioativo, alcançando 100.000 – 250.000% para *L. racemosa* do micromangue 1. Percebe-se, também, como já verificado a partir da ANOVA realizada para os FT, que o compartimento folha possui tendência em acumular radionuclídeos.

Figura 43 – Diferença (escala logarítmica) entre os valores de fatores de transferência para ^{60}Co e ^{137}Cs em folhas de *R. mangle* (Rman) e *L. racemosa* (Lrac) pós-contaminação.



Fonte: O autor.

4.4.5 Estimativa de estoque

A contaminação dos substratos disponibilizou um total de 7.290 Bq de ^{60}Co e 4.030 Bq de ^{137}Cs para absorção das espécies. A Tabela 22 mostra a quantidade em Bq dos respectivos núclídeos que foram acumulados nas raízes e folhas, além da estimativa de biomassa de raiz e folha necessária para fitorremediar o total depositado no substrato por cada compartimento.

Tabela 22 – Estimativa de massa seca de raiz e folhas necessária para fitorremediar a quantidade de ^{60}Co e ^{137}Cs depositado nos substratos.

Espécie	*MRNF (kg)		**MFNF	
	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
<i>R. mangle</i>	1.545	3.180	2.119	1.092
<i>L. racemosa</i>	367	1.997	86	1283
<i>Avicennia sp.</i>	282	1.007	135	403

*MRNF= Massa de raiz necessária para fitorremediar 7.290 Bq de ^{60}Co e 4.030 Bq de ^{137}Cs ; **MFNF= Massa de folha necessária para fitorremediar 7.290 Bq de ^{60}Co e 4.030 Bq de ^{137}Cs .

Fonte: O autor.

Levando em consideração as equações de estimativas de biomassa para espécies nativas de manguezais de Medeiros e Sampaio (2008), indivíduos adultos com 20 cm de diâmetro de tronco e 14 m de altura possuem em média 107 kg de biomassa na raiz. Neste sentido, para fitorremediar todo ^{60}Co disponibilizado no sistema de estudo seriam necessários 3 indivíduos de *Avicennia* sp. ou 4 indivíduos de *Laguncularia racemosa* ou 15 indivíduos de *Rhizophora mangle*. Este mesmo cálculo para ^{137}Cs estima a necessidade 9 indivíduos de *Avicennia* sp. ou 12 indivíduos de *Laguncularia racemosa* ou ainda 30 indivíduos de *Rhizophora mangle*.

A estimativa de biomassa de folhas em indivíduos adultos com 20 cm de diâmetro de tronco e 14 m de altura é 31 kg, segundo equações de Medeiros e Sampaio (2008). A partir desta estimativa, seriam necessários 5 indivíduos de *Avicennia* sp. ou 4 indivíduos de *Laguncularia racemosa* ou 15 indivíduos de *Rhizophora mangle* para fitorremediar todo ^{60}Co disponibilizado no experimento. Este mesmo cálculo para ^{137}Cs estima a necessidade 13 indivíduos de *Avicennia* sp. ou 41 indivíduos de *Laguncularia racemosa* ou ainda 35 indivíduos de *Rhizophora mangle*.

A quantidade de ^{60}Co e ^{137}Cs utilizada no Experimento II foi limitada pela disponibilidade da solução dos radionuclídeos e pela segurança radiológica dos operadores. Portanto, percebe-se que as concentrações de atividade em Bq kg^{-1} no substrato são bem menores que as observadas em eventos de contaminação radioativa, como o acidente de Goiânia, por exemplo (ANJOS et al., 2001).

5 CONCLUSÕES

De acordo com os objetivos da pesquisa, conclui-se que:

- Implementou-se metodologia de cultivo *ex situ* de espécies nativas de manguezais.
- No cultivo *ex situ*, a adaptação das plântulas de *Laguncularia racemosa*, *Avicennia* sp. e dos propágulos de *Rizophora mangle* sofre provavelmente influência do tamanho do recipiente de cultivo, da umidade, da salinidade do solo e da qualidade das plântulas e dos propágulos.
- O cultivo *ex situ* não alterou as características radiométricas naturais dos solos de manguezais amostrados para o desenvolvimento dos indivíduos.
- Não foi identificada a presença de ^{60}Co e ^{137}C nas espécies vegetais estudadas, nem nos seus respectivos substratos antes da contaminação.
- A transferência de Co é grande para as espécies de manguezal, enquanto que, para Cs, os valores de FT indicam baixa transferência do elemento químico para as folhas das plantas.
- ^{60}Co e ^{137}Cs em solos de manguezais tende a acumular-se nos primeiros centímetros do substrato, conforme observado em outros tipos de solos descritos na literatura.
- A alta concentração de atividade e transferência de ^{60}Co em indivíduos de *Laguncularia racemosa* (raiz e folhas) nas raízes e folhas de *Avicennia* sp. sugere estas espécies como possíveis fitorremediadoras.
- Apesar das baixas concentrações de atividade, os valores de FT de ^{137}Cs em raízes e folhas atingiram valores muito superiores àqueles obtidos nas folhas para Cs estável.
- O compartimento folha de espécies vegetais nativas de manguezais tende acumular mais ^{60}Co nas folhas do que as raízes.
- Dentre as espécies estudadas, a *Laguncularia racemosa* obteve o melhor resultado para fitorremediação de ^{60}Co , enquanto a *Avicennia* sp. obteve o melhor resultado para fitorremediação de ^{137}Cs .

REFERÊNCIAS

- AKOB, D. M.; MILLS, H. J.; KOSTKA, J. E. Metabolically active microbial communities in uranium contaminated subsurface sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 59, p. 95–107, 2007.
- AMARAL, E. C. S.; VIANNA, M. E. C.; GODOY, J. M.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, M. J.; PIRES DO RIO, M. A.; OLIVEIRA, J. P.; PEREIRA, J. C. A.; REIS, W. G. Distribution of ^{137}Cs in soils due to Goiania accident and decisions for remedial action during the recovery phase. **Health Physics**, v. 60, p. 91-98, 1991.
- ANGELI, J. L. F.; VENTURINI, N.; FERREIRA, P. A. L.; FIGUEIRA, R. C. L. Radioanalytical assessment of sedimentation rates in the Caravelas Estuary (Bahia, Brazil) using unsupported Pb-210 and Cs-137 modeling. In: **International Conference on Environmental Radioactivity**, Thessaloniki. Envira, 2015, 8p.
- ANJOS, R. M.; UMISED, N. K.; FACURE, A.; YOSHIMURA, E. M.; OKUNO, E. Goiania: 12 years after the ^{137}Cs radiological accident. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 80, p. 165-171, 2001.
- ARAÚJO, A. L. L.; DE NADAI FERNANDES, E. A.; BACCH. I. M. A.; FRANÇA, E. J. Native trees for assessing environmental quality in Brazilian continuous Atlantic Forests. **International Journal of Environment and Health**, v.5, p. 4-18, 2009.
- ARINE, B. B. R. **Melhoramento do índice de detecções na espectrometria gama em amostras ambientais usando inteligência artificial**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciências Ambientais). Sorocaba, Universidade Estadual Paulista, 2017, 151 p.
- ASSIS, R. L.; PROCÓPIO S. O.; CARMO, M. L.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BRAZ, G. B. P. Fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram por plantas de capim pé de galinha gigante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 1131-1135, 2010.
- BALL, M. C. Mangrove species richness in relation to salinity and waterlogging: a case study along the Adelaide River floodplain, northern Australia. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 7, p. 73-82, 1998.

BUTCHER, D. J.; SNEDDON, J. **A practical guide to graphite furnace atomic absorption spectrometry**. New York: John Wiley & Sons, 1998. 255 p.

BUYSSE, J.; VAN DE BRANDE, K.; MERCKX, R. The distribution of radiocesium and potassium in spinach plants grown at different shoot temperature. **Journal of plant Physiology**. v. 146, p. 263–267, 1995.

CALMON, P.; THIRY, Y.; ZIBOLD, G.; RANTAVAARA, A.; FESENKO, S. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, p. 757-766, 2009.

CANBERRA. **Germanium Detectors**. Meriden, 2003. 99 p.

CARVALHO, S. R. L.; VILAS-BOAS, G. S.; FADIGAS, F. S. Estimativa da concentração de metais pesados em solos dos tabuleiros do Recôncavo da Bahia. **Cadernos de Geociências**, v.7, n. 1, 2010.

CASTRO, L. P. **Radionuclídeos naturais e ^{137}Cs em cogumelos comestíveis comercializados em São Paulo-Brasil**. São Paulo: Dissertação de mestrado (Mestrado em Tecnologia Nuclear), USP, 2008. 82p.

CID, S. A. **Evolução temporal da incorporação de $^{137}\text{Cs}^+$, K^+ e Na^+ em plantas frutíferas tropicais e suas correlações com a fisiologia vegetal**, Dissertação de mestrado (Mestrado em Ciências) Rio de Janeiro: UFF, 2011. 71 p.

CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Centro de informações nucleares: 25 anos de apoio da CNEN à área de C&T. **Ciência da informação**, São Paulo, n.2, p. 20-35, 2005.

COOK, L. L.; INOUE, R. S.; MCGONIGLE, T. P.; WHITE, G. J. The distribution of stable cesium in soils and plants of the eastern Snake River Plain in southern Idaho. **Journal of Arid Environments**, v. 69, p. 40-64, 2007.

COOK, M. C.; STUKEL, M. J.; ZHANG, W.; MERCIER, J.; COOKE, M. W. The determination of Fukushima-derived cesium-134 and cesium-137 in Japanese green tea samples and their distribution subsequent to simulated beverage preparation. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.156, p. 23-30, 2016.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. Fauna de Solo: aspectos gerais e metodológicos. **Seropédica: Embrapa Agrobiologia**, p.46, 2000.

COUGHTREY, P. F.; THORNE, M. C. **Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems**, v. 1. Rotterdam, The Netherlands A.A. Balkema, 1983.

CRAM, W. J.; TORR, P. G.; ROSE, D. A. Salt allocation and leaf development and leaf fall in mangroves. **Trees**, v. 16, p. 112–119, 2002.

CUNNINGHAM, S. D., ANDERSON, T. A., SCHWAB, A. P., HSU, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**, v. 56, p. 55-114, 1996.

DELVES, H. T. Biomedical applications of ICP-MS. **Chemistry in Britain**, v.24, p.1009-1012, 1988.

DOBROWOLSKI, R.; OTTO, M. Determination of nickel and cobalt in reference plant materials by carbon slurry sampling GFAAS technique after their simultaneous preconcentration onto modified activated carbon. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 26, p. 58-65, 2012.

ELIAS, C.; FRANÇA, E. J.; FERNANDES, E. A. N.; TAGLIAFERRO, F. S.; BACCHI, M. A. Acumulação de ^{137}Cs em folhas de pteridófitas da Mata Atlântica. **Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP**, São Paulo, n. 12, 2006. 1 CD-ROM.

ELISON, S. L. R.; WILLIAMS, A. Eurachem/CITAC guide: Quantify uncertainty in analytical measurement, 3^a ed, 2012. Disponível em: www.eurachem.org. Acesso em: 23 janeiro, 2015.

FACURE, A N. S. S. **A contaminação radiológica remanescente em Goiânia**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciências), Rio de Janeiro, UFF, 2001, 92 p.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. Manual de análise de dados. 1^a ed., São Paulo: ELSEVIER, 2017, 1213 p.

FERNANDES, A. J.; PERIA, L. C. S. Características do ambiente. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.). **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean ecological research, p.13-15, 1995.

FIGUEIRA, R. C. **Inventário de radionuclídeos artificiais em água do mar e sedimentos da Costa Sul do Brasil**. Tese de Doutorado (Doutorado em Ciências), São Paulo: USP, 2000, 153 p.

FIGUEIRA, R. C.; SILVA, L. R. N.; FIGUEIREDO, A. M. G.; CUNHA, L. L. L. Instrumental analysis by gamma spectrometry of low level Cs-137 in marine sample. In: Goiânia, Ten Years later. **IAEA**, p.239 -327,1998.

FRANÇA, E. J. **Elementos químicos na Mata Atlântica: Bioacumulação e biomonitoração para a conservação da biodiversidade**. Tese de Doutorado (Doutorado em Ecologia de Agrossistemas), Piracicaba: USP, 2006, 380 p.

FRANÇA, E. J.; DE NADAI F. E. A.; BACCHI, M. A.; RODRIGUES, R. R.; BODE, P.; SAIKI, M. Native plant bioaccumulation strategies for biomonitoring the Atlantic Forest. **International Journal of Environment and Health**, v.4, p. 181-200, 2010.

FRANÇA, E. J.; FERNANDES, E. A. N.; MIRANDA, M. V. F. E. S.; SANTOS, T. O.; CANTINHA, R. S. Cesium accumulation in native trees from the Brazilian Cerrado. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 310, p. 1123-1129, 2016.

FRANÇA, E. J.; FERREIRA, S. F.; NETO SILVA, P. C.; FARIAS, E. G.; FIGUEIRA, R. L. C.; RIBEIRO, A. P. Natural radionuclides in the Brazilian Coast region: 1. Estuarine Complex Cananéia-Iguape, São Paulo. In: **International Conference Atlantic Conference**, São Paulo, 2015, 6p.

GABOS, M. B.; CASAGRANDE, G.; ABREU, C. A.; PAZ-FERREIRO, J. Uso da matéria orgânica como mitigadora de solo multicontaminado e do girassol como fitoextratora. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1298–1306, 2011.

GILMORE, G. **Practical Gamma-Ray Spectrometry**. 2^a ed., Chichester: WILEY-VCH, 2008, 305 p.

GINÉ-ROSIAS, M. F. **Espectrometria de massas com fonte de plasma (ICP-MS)**. Piracicaba: CPG/CENA, 1999, 15p.

GRI, N.; STAMMOSE, D.; GUILLOU, P. H.; GENET, M. Mobility of ¹³⁷Cs related to speciation studies in contaminated soils of the Chernobyl area. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 246, p. 403-409, 2000.

GUIMARÃES, J. R. D. Bioaccumulation of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co by a tropical marine teleost *Epinephelus* sp. **The Science of the Total Environment**, v. 120, p.205-212, 1992.

HOLLER, F. J.; SKOOG, D. A.; CROUCH, S. R. **Princípios de Análise Instrumental**. 6^a ed., Porto Alegre: Bookman, 2009, 1056 p.

HORNÍK, M.; PIPÍSKA M.; L'UBOS, V.; AUGUSTÍN, J.; LESNÝ, J. Bioaccumulation of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co by *Helianthus annuus*. **Nukleonika**, v. 50, p. 49-52, 2005.

IAEA - INTERNACIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY, Disponível em: <<http://www.iaea.org/newscenter/news/tsunamiupdate01.htm>>, Acesso em: 16 março, 2011.

IAEA - INTERNACIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY. **Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments**, Technical Reports Series n°. 364, p. 60-69, 1994.

IAEA-International Atomic Energy Agency. **International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources**, Safety Series n° 115, p. 20-25, 1996.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. ISO 13528 Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons. Genebra: ISO, 2005. 66p.

JACQUES, R. J. S. O.; BENTO, F. M.; ANTANIOLLI, Z. I.; CAMARGO, F. A. O. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. **Ciência Rural**, v. 37, p. 1192-1201, 2007.

JESUS, H. C.; SANTANA, E. J.; BELO, M. J.; SILVA, L. B.; CEOTTO, C. S.; CASTRO NEVES, D. M.; CASTRO, L. B. **Avaliação da poluição ambiental dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (Santa Cruz – ES) através da análise de águas, biomonitorios e sedimentos**. Relatório Técnico- Projeto Aracruz Celulose, Processo UFES n° 034373/2007-80, 2009.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. Berlin: Springer-verlag, 2007. 550 p.

KAMAL. K. A.; BAHA. A. M. Distribution of ¹³⁷Cs in the surface soil from selected areas in Iraq. **Iraq bulletin of geology and mining**, v.7, p.1-8, 2011.

KAMEL, H. A.; ESKANDER, S. B.; ALY, M. S. A. Physiological response of *Epipremnum Aureum* for cobalt-60 and cesium-137 translocation and rhizofiltration. **International Journal of Phytoremediation**, v. 9, p. 403-417, 2007.

KJERFVE, B.; LACERDA, L. D. Mangroves of Brazil. In: Lacerda LD (Ed.). **Conservation and sustainable utilization of mangrove forest in Latin America and Africa regions**. Part I - Latin America. Mangrove Ecosystem Technical Report No. 2. ITTO/ISME, Okinawa: International Society for mangrove ecosystems, p. 245-272, 1993.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement**. 4^a ed., Weinheim: WILEY-VCH, 2017, 126 p.

KONDO, M.; MAEDA, H.; GOTO, A.; NAKANO, H.; KIHO, N.; MAKINO, T.; SATO, M.; FUJIMURA, S.; EGUCHI, T.; HACHINOHE, M.; HAMAMATSU, M.; IHARA, H.; TAKAIA, T.; ARAI-SANOHA, T.; KIMURA, T. Exchangeable Cs/K ratio in soil is an index to estimate accumulation of radioactive and stable Cs in rice plant. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.1, p.1-11, 2014.

KRUG, F. J., NOBREGA, J. A., OLIVEIRA, P. V. Espectrômetro de absorção atômica Parte 1. **Fundamentos e atomização com chama**. Apostila, Universidade de São Paulo, 2004. 40p.

L'ANNUNZIATA, M. F. **Handbook of Radioactivity Analysis**. 2^a ed. San Diego: ACADEMIC PRESS, 2003, 1379 p.

LAJUNEN, L.H.J. **Spectrochemical Analysis by Atomic Absorption and Emission**, Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 241 p. 1992.

LOURENÇO, S. O.; MARQUES JUNIOR, A. N.; PEREIRA, R.C. Produção primária marinha. In: **A Biologia marinha**, Rio de Janeiro: Interferência, p. 195-228., 2002.

LOZANO, R. L.; HERNÁNDEZ-CEBALLOS, M. A.; ADAME, J. A.; CASAS-RUIZ, M. SORRIBAS, M.; SAN MIGUEL, E. G.; BOLÍVAR, J. P. PIPÍSKA, M.; L'UBOS, V.; AUGUSTÍN, J.; LESNÝ, J. Radioactive impact of Fukushima accident on the Iberian Peninsula: Evolution and plume previous pathway. **Environment International**, v. 37, p. 1259-1264, 2011.

MACFARLANE, G. R.; KOLLER, C. E.; BLOMBERG, S. P. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: a synthesis of field-based studies. **Chemosphere**, v. 69, p. 1454-1464, 2007.

MAGALHÃES, M. O.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; SANTOS, F. B.; MAZUR, N. Potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, p. 805-812, 2011.

MEDEIROS, T. C. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Allometry of aboveground biomasses in mangrove species in Itamaracá, Pernambuco, Brazil. **Wetlands Ecology Management**, v. 16, p. 323-330, 2008.

MENEZES, N. L. Rhizophores in *Rhizophora mangle* L: an alternative interpretation of so-called "aerial roots". **Anais da Acadêmia Brasileira de Ciências**. v. 78, n. 2, p. 213-226, 2006.

MOLLAH, A. S.; BEGUM, A. A study on transfer factors of ^{60}Co and ^{65}Zn from soil to plants in the tropical environment of Bangladesh. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 68, p. 91-97, 2001.

NUNES, J. A. **Desenvolvimento de método para determinação de Ag, As, Cd, Co, Mn, Ni, Pb e Se em sangue por espectrometria de massas com fonte de plasma acoplado indutivamente (ICP-MS) utilizando diluição das amostras em meio alcalino**. Dissertação de mestrado (Mestrado em Ciências). Ribeirão Preto, USP, 2009. 77 p.

OHNO, T.; MARAMATSU, Y. Determination of radioactive cesium isotope ratios by triple quadrupole ICP-MS and its application to rainwater following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v.29, p. 347-351, 2014.

OHNUKI, T. Migration characteristics of cobalt-60 through sandy soil in high pH solution. **Journal of Nuclear Science and Technology**. v. 29, p. 996-1003, 1992.

OMOTO, A. The accident TEPCO's Fukushima-Daiichi Nuclear Power Station: What went wrong and what lessons are universal? **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research**, v. 1, p. 1-5, 2013.

ORTEC **Gamma Vision-32 - A66-B32 Software User's Manual**. 6. ed. Oak Ridge, 2009.

PAIVA J. D S.; SOUSA, E. E.; FARIAS, E. E. G.; CARMO, M. A.; SOUZA, E. M.; FRANÇA, E. J. Natural radionuclides in mangrove soils from the State of Pernambuco, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 307, p. 883-889, 2016.

PAIVA J. D. S. **Plantas nativas na Costa Pernambucana: Bioacumuladores de radionuclídeos naturais e artificiais**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Recife, Universidade Federal de Pernambuco, 2014. 82p.

PARIDA, A. K.; JHA, B. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. **Trees**, v. 24, p. 199–217, 2010.

PASTORELLO, B. F. **Montagem e caracterização de um fantoma para utilização em radioterapia utilizando imagens convencionais por ressonância magnética e contraste por transferência de magnetização**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Física Aplicada a Medicina e Biologia), Ribeirão Preto: USP, 2006, 114 p.

PEREIRA, A. C. C.; RODRIGUES, A. C. A.; SANTOS, F. A.; GUEDES, J. N.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Concentração de metais pesados em espécies arbóreas utilizadas para revegetação de área contaminada. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, p. 641-647, 2012.

PERKINELMER. **Tópicos avançados em ICP-MS**. São Paulo, 2009.

PETERSON, P. J.; GIRLING, C. A. 1981. Other trace metals. **Effect of Heavy Metal Pollution on Plants**, v.1, p. 213–278, 1981.

PIETRZAK-FLIS, Z.; RADWAN, I.; ROSEAK, L.; WIRTH, E. Migration of ¹³⁷Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. **The Science of the Total Environment**, v. 186, p. 243-259, 1996.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; CECON, P. R.; SANTOS, J. B.; TOTÓLA, M. R.; PROCÓPIO, S. O.; SILVA, A. A.; SILVA, S. W.S. Inferências sobre atividade rizosférica de espécies com potencial para fitorremediação do herbicida tebuthiuron. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 29, p. 627-634, 2005.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L.R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, p. 335-341, 2003.

PROCÓPIO, S. O.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A.; PIRES, F. R.; RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; SANTOS, E. A. Potencial de espécies vegetais para a remediação do herbicida trifloxysulfuron-sodium. **Planta Daninha**, v. 23, p. 9-16, 2005.

PROTA4U, **Mangrove**. Disponível em: <http://www.prota4u.org/searchresults.asp>. Acesso em: 12 junho, 2013.

RAMOS, S. (2006). **Processos e Desintegrações Nucleares**. Disponível em: <http://www.lip.pt/~sramos/ist/frad/teor/t2.html>. Acesso em: 12 dezembro, 2011.

RIESEN, T. K.; ZIMMERMANN, S.; BLASER, P. Spatial distribution of ^{137}Cs in forest soils of Switzerland. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 114, p. 277–285, 1999.

RILEY, I. A.; DILWORTH, M. J. Cobalt status and its effects on soil Populations of *Rhizobium lupini*, rhizosphere colonization and nodule initiation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 81-85, 1985.

SAITO, R. T.; FIGUEIRA, R.C.L.; TESSLER, M. G; CUNHA, I. I. L. Pb-210 and Cs-137 geochronologies in the Cananéia-Iguape Estuary. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 249, p. 257-261, 2001.

SANTOS, F. S.; MAGALHÃES, M. O. L; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 506-512, 2007.

SANTOS, J. B.; PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SILVA, A. A.; SANTOS, E. A. Fitorremediação de solos contaminado com trifloxysulfuron-sodium por diferentes densidades populacionais de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* (L). DC.). **Ciência e agrotecnologia**, v. 30, p. 444-449, 2006.

SANTOS, R.; FILHO, D. S. O. **Acidentes Radiológicos e Nucleares**. Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, 2011. Acesso em: 25/01/2016.

SCHOLANDER, P. F.; HAMMEL, H. T.; HEMMINGSON, E. A.; GAREY, W. Salt balance in mangroves. **Plant Physiology**, v. 37, p. 722-729, 1962.

SILVA NETO P. C. **Interação solo-vegetação na avaliação de impactos ambientais em fragmento florestal de Mata Atlântica**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Recife, Universidade Federal de Pernambuco, 2015. 49p

SILVA FILHO C. A. **Elementos terras raras na vegetação nativa do estado de Pernambuco**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Recife, Universidade Federal de Pernambuco, 2018. 102 p.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; NIEMAN, T. A. **Princípios de Análise Instrumental**. 5. Ed. São Paulo. Bookman, 2002, 836p.

SMOLDERS, E., TSUKADA, H. The transfer of radiocesium from soil to plants: mechanisms, data, and perspectives for potential countermeasures in Japan. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 7, p. 379-381, 2011.

SOBRADO, M. A. Influence of external salinity on the osmolality of xylem sap, leaf tissue and leaf gland secretion of the mangrove *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. **Trees**, v. 18, p. 422–427, 2004.

SOUZA, L. A.; ANDRADE, S. A. L.; SOUZA, S. C. R.; SCHIAVENATO, M. A. Tolerância e potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo micorrízico arbuscular *Glomus etunicatum* em solo contaminado por chumbo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p. 1441-1451, 2011.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008.

STATSOFT. **Statistica 7.0**. Tulsa:Stasoft, 2004.

SUÁREZ, N.; SOBRADO, M. A. Adjustments in leaf water relations of mangrove (*Avicennia germinans*) seedlings grown in a salinity gradient. **Tree Physiology**, v. 20, p. 277–282, 2000.

SUPPI, I. M.; DORS, P.; BUENO, K; CAMPOS, M. L. Concentrações naturais de cobalto em solos da região sul de Santa Catarina. In: **V Congresso Brasileiro de carvão mineral**, Criciúma, CBCM, 2017, 6p.

TEPCO - TOKYO ELETRIC POWER COMPANY, Disponível em: <<http://www.tepco.co.jp/en/nu/press/f1-np/index-e.html>>, Acesso em 16 de março, 2011.

TERREMOTO, L. A. A. **Acidente nuclear no Japão**. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2011.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves**. New York: Cambridge University Press, 1986.

UCHIDA, S. Transfer factors of some radionuclides from soil to plants: Japanese perspect, **Report to the final IAEA Research Coordination Meeting**, Vienna, Austria, June 16–20, 1997.

UMISEDO, N. K. **Dose de radiação ionizante decorrente do uso de fertilizantes agrícolas**. Tese de Doutorado. São Paulo: USP, 2007, 98 p.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Introduction to Phytoremediation, EPA/600/R-99/107, **EPA**, Cincinnati, Ohio, 2000. Disponível em: <http://nepis.epa.gov>. Acesso em: 25 de janeiro, 2016.

VANNUCCI, M. **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1999. 465p.

VANNUCCI, M. What is so special about mangroves?. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, p. 599-603, 2001.

VARSKOG, P., NAEUMANN, R., STEINNES, E., 1994. Mobility and plant availability of radioactive Cs in natural soil in relation to stable Cs, other alkali elements and soil fertility. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 22, 43–53, 1994.

VOGEL, A. I. **Análise Inorgânica Quantitativa**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986.

WANG, X.; CHEN. C.; WANG, J. Cs phytoremediation by *Sorghum bicolor* cultivated in soil and in hydroponic system. **International Journal Phytoremediation**, v. 4, p. 402-412, 2017.

WEISE, K.; HUBEL, K.; MICHEL R.; ROSE E.; SCHANLAGER, M.; SCHRAMMEL D.; TASCHNER M. Determination of the detection limit and decision threshold for ionizing-radiation measurements: fundamentals and particular applications. **Progress in Radiation**, Koln: Tuv-verlag GmbH, 2005, p. 5-15.

WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic Absorption Spectrometry**, 3^a ed., Weinheim: WILEY-VCH, 1999, 964 p.

WYTTENBACH, A.; FURRER, V.; TOBLER, L. The concentration ratios plant to soil for the stable elements Cs, Rb and K. **The Science of the Total Environment**, v. 173/174, p. 361-367, 1995.

YE, Y.; TAM, N. F. Y.; LU, C. Y.; WONG, Y. S. Effects of salinity on germination, seedling growth and physiology of three saltsecreting mangrove species. **Aquatic Botany**, v. 83, p. 193–205, 2005.

YOSHIDA, S.; MURAMATSU, Y.; DVOMIK, A. M.; ZHUCHENKO, T.A.; LINKOV, I. Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 75, p. 301-313, 2004.

ZEITOUNI, C. F.; BERTON, R. S.; ABREU, C. A. Fitoextração de cádmio e zinco de um Latossolo Vermelho-Amarelo contaminado com metais pesados. **Bragantia**, v. 66, p. 649-657, 2007.

ZHAO, Y.; CHANG, Y. The Fukushima Nuclear Power Station incident and marine pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 897-901, 2012.