



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

MARCELO BELMIRO GOMES DE LIRA

**APLICABILIDADE DA VEGETAÇÃO E SOLOS DE PRAÇAS E PARQUES PARA A
MONITORAÇÃO DE QUALIDADE AMBIENTAL: elementos químicos tóxicos e
radionuclídeos**

Recife

2020

MARCELO BELMIRO GOMES DE LIRA

**APLICABILIDADE DA VEGETAÇÃO E SOLOS DE PRAÇAS E PARQUES PARA A
MONITORAÇÃO DE QUALIDADE AMBIENTAL: elementos químicos tóxicos e
radionuclídeos**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de Concentração: Aplicações de Radioisótopos em Agricultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir De França

Coorientador: Dr. Thiago Oliveira dos Santos

Recife

2020

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

L768a Lira, Marcelo Belmiro Gomes de.
Aplicabilidade da Vegetação e Solos de Praças e Parques para a
Monitoração de Qualidade Ambiental: Elementos Químicos
Tóxicos e Radionuclídeos. / Marcelo Belmiro Gomes de Lira. -
Recife, 2020.
177 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.
Coorientador: Dr. Thiago Oliveira dos Santos.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e
Nucleares, 2020.
Inclui referências e apêndices.

1. Engenharia nuclear. 2. Áreas verdes urbanas. 3. Elementos
químicos. 4. Radionuclídeos. 5. Biodisponibilidade. I. França,
Elvis Joacir de, orientador. II. Santos, Thiago Oliveira dos,
coorientador. III. Título.

621.48 CDD (22. ed.)

UFPE (BDEN 2021-02)

MARCELO BELMIRO GOMES DE LIRA

**APLICABILIDADE DA VEGETAÇÃO E SOLOS DE PRAÇAS E PARQUES PARA A
MONITORAÇÃO DE QUALIDADE AMBIENTAL: elementos químicos tóxicos e
radionuclídeos**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Aprovada em: 04/03/2020

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. Maria José Filgueiras Gomes - DQ/UFRPE (Examinadora Externa)

P f. Dr. Emerson Emiliano Gualberto de Farias - CRCN-NE/CNEN (Examinador Interno)

Profa. Dra. Andrezza Karla de Oliveira Silva -DCG/UFPE (Examinadora externa)

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, pela sua onipresença em minha vida, sempre inspirando o melhor para superar os obstáculos que surgem no caminho, a minha mãe e família.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Elvis Joacir De França e a meu coorientador Dr. Thiago Oliveira dos Santos, pela elaboração do Projeto em está dissertação faz parte, à Elvis pelo constante auxílio, desde solucionar qualquer dúvida, problemas, análise em laboratório sempre buscando a máxima perfeição possível ao longo deste projeto.

Ao meu amigo Fabiano Ferreira por ter me indicado a fazer iniciação científica no SEAMB, pela sua paciência em ensinar os processos de atividades no laboratório, e ficar corrigindo várias versões de texto, pelas suas sugestões neste trabalho, ajuda desde a coleta a análise de resultados que assim como Elvis sem sua ajuda não seria possível este trabalho.

Ao amigo Matheus Andrade pela ajuda no laboratório, nas análises ajuda nas referências e sugestões.

Ao Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB) do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN/NE), que cederam o laboratório e os equipamentos necessários para a realização deste trabalho.

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) e ao Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (DEN-UFPE).

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) Romulo, Vinicius e Elvis pela contribuição intelectual.

Às professoras componentes do primeiro Seminário Daniel Paiva, Zahily Herrero, Emerson Gualberto por todas as sugestões e contribuições; segundo seminário Dário Primo, Daniel Paiva e Andrezza Karla um agradecimento especial pelas suas análises sistemáticas e da banca avaliadora, pela disponibilidade e contribuição para melhoramento deste trabalho.

A grande ajuda dos técnicos Alexsandro Nascimento, Crescêncio, Gilberto e Ana Claudia; do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste pelo auxílio no desenvolvimento das atividades no laboratório, assim como suas explicações que vão desde como se prepara uma curva de calibração à análise de resultados; aos alunos de iniciação científica que contribuíram com esse trabalho Mechele e Italo Braz.

Aos meus colegas e companheiros do mestrado, especialmente a Thammy Pacheco, Matheus Andrade e Alfredo. A todos que desenvolverão trabalhos de mestrado e doutorado que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste: Deric Amaral; Paulo C. Silva

Neto; Emerson Emiliano; Mariana Santos; Marcelo Magalhães; Katharine Mizan; Claudia Poggi; Alex Nascimento; Thiago Moura; Juli Mélo; e Elvis França.

Às secretárias Kalidja e Nilvânia, que sempre estavam prontas para ajudar a resolver os problemas burocráticos.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco, pelo auxílio financeiro para o desenvolvimento das atividades de pesquisa.

A todos os professores que contribuíram ao longo da caminhada acadêmica até este momento.

A todos, não há palavras que expresse a gratidão ... muito obrigado!

RESUMO

Programas de monitoração da qualidade ambiental para elementos químicos tóxicos e radionuclídeos em áreas verdes urbanas são fundamentais para a conservação e manutenção de serviços ecossistêmicos. Considerando a relevância de parques e praças urbanos para o bem-estar da população, este estudo objetivou a avaliação dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 em solos, dos elementos químicos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb e das respectivas transferências no sistema solo-planta de áreas verdes urbanas da Região Metropolitana do Recife - RMR, Pernambuco, Brasil. As unidades amostrais (árvores) foram georreferenciadas e amostras compostas de solos foram coletadas sob a projeção da copa das árvores na profundidade de 0-15 cm. Folhas dos terços médio e inferior das copas das árvores foram amostradas, seguindo-se pela secagem e cominuição. Similarmente, amostras de solo secas e cominuídas foram analisadas por Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR para o cálculo de índices relacionados à exposição à radiação ionizante. Para a determinação química por Espectrometria de Absorção Atômica Forno Grafite – GFAAS e Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-MS, tratamento químico foi empregado para a solubilização das amostras, brancos analíticos e materiais de referências para o controle da qualidade dos procedimentos analíticos. Levando-se em consideração as baixas concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228 e K-40 em solos, foi estimada taxa de dose efetiva anual inferior ao valor de referência de 1 mSv ano^{-1} , de acordo com o limiar de exposição do indivíduo do público à radiação ionizante, mesmo com a possibilidade de afloramentos de fosforito uranífero. As, Cd, Ni, Pb e Sb apresentaram teores nos solos abaixo do limite previsto na Resolução CONAMA número 420. Contudo, As e Pb apresentaram concentrações superiores a Instrução Normativa CPRH 007/2014 do Estado de Pernambuco. Para avaliar o nível de poluição dos solos, foram estimados os índices Fator de Contaminação, Fator de Enriquecimento, Índice de Geoacumulação e Potencial de Risco ecológico, que indicaram uma contaminação mínima, porém, localmente, houve pontos com contaminação elevada de Cd e Pb na Praça do Engenho do Meio localizada ao lado da Rodovia BR-101. Com relação à concentração de As, Cd, Ni, Pb e Sb na vegetação, o Parque Engenho do Meio apresentou maior grau de contaminação comparado com as demais áreas verdes urbanas avaliadas. O modelo de risco a saúde para a presença de As, Cd, Ni e Pb, relacionado com a probabilidade do aumento do risco de incidência de câncer para adultos, indicou que o Parque 13 de Maio e a Praça de Jardim Paulista apresentaram riscos significativos de $1,12 \times 10^{-4}$ e $1,24 \times 10^{-4}$, respectivamente. No caso das crianças, todos os locais de estudo apresentaram riscos significativos que variaram de $1,07 \times 10^{-4}$ a $3,55 \times 10^{-4}$. Foi observado menor nível de acumulação dos elementos químicos nas folhas exceto para Cd, cujas concentrações médias e máximas foram elevadas em todos os locais de estudo com destaque para o Parque de Paulista (máxima: $2,6 \text{ mg kg}^{-1}$). Com relação à transferência no sistema solo-planta, os altos fatores de transferência médios de 0,4, 4,0, 2,7, 0,097 e 4,3 para As, Cd, Ni, Pb e Sb, respectivamente, enfatizaram a necessidade de monitoração ambiental dos parques e praças da RMR.

Palavras-chave: Áreas Verdes Urbanas. Elementos Químicos. Radionuclídeos. Biodisponibilidade.

ABSTRACT

Environmental quality monitoring programs concerning toxic chemical elements and radionuclides in urban green areas are essential for the conservation and maintenance of ecosystem services. Considering the relevance of urban parks and squares for the population well-being, this study aimed to evaluate the radionuclides Ra-226, Ra-228 and K 40 in soils, the concentrations of As, Cd, Ni, Pb and Sb and their transfers in the soil-plant system of urban green areas in the Metropolitan Region of Recife - RMR, Pernambuco, Brazil. The sampling units (trees) were georeferenced and composite soil samples were collected under the tree crown projection at the 0-15 cm depth. Leaves were sampled in the middle and lower thirds of the tree crowns, followed by drying and comminution. Similarly, dried and milled soil samples were analyzed by High Resolution Gamma Spectrometry - EGAR in order to calculate indexes related to exposure to ionizing radiation. For the chemical determination by means of the Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry - GFAAS and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry - ICP-MS, chemical treatment was applied to solubilize samples, analytical blanks and reference materials for evaluating the quality control of analytical procedures. Considering the low activity concentrations of Ra-226, Ra-228 and K-40 in soils, the estimated annual effective dose rate was below the reference value of 1 mSv year⁻¹, according to the dose constraint for exposure of the public to ionizing radiation, even with the issue of uraniferous phosphorite outcrops. As, Cd, Ni, Pb and Sb levels in the soil were below the limits provided by the CONAMA Resolution number 420. However, As and Pb presented concentrations above the Normative Instruction CPRH 007/2014 from the Pernambuco State. To assess the level of soil pollution, Contamination Factor, Enrichment Factor, Geoaccumulation Index and Ecological Risk Potential were estimated, which indicated minimal contamination, although, locally, there were hotspots of Cd and Pb in the Engenho do Meio Square nearby the BR-101 Highways. Regarding the concentration of chemical elements As, Cd, Ni, Pb and Sb in the vegetation, the Engenho do Meio Park showed higher degree of contamination compared to the other evaluated urban green areas. The health risk model for the presence of As, Cd, Ni and Pb, related to the likelihood of an increased risk of cancer incidence for adults, indicated significant risks of 1.12×10^{-4} and 1.24×10^{-4} for the 13 de Maio Park and Jardim Paulista Square, respectively. In the case of children, all study sites presented significant risks ranging from 1.07×10^{-4} to 3.55×10^{-4} . It was observed a low level of accumulation of the chemical elements in leaves bar Cd, in which mean and maximum concentrations were enriched in all studied areas, especially the Paulista Park (maximum of 2.6 mg kg⁻¹). Considering the transfer in the soil-plant system, the high average transfer factors of 0.4, 4.0, 2.7, 0.097 and 4.3 for As, Cd, Ni, Pb and Sb, respectively, emphasized the needs for environmental monitoring of parks and squares from RMR.

Keywords: Urban Parks and Squares. Chemical Elements. Radionuclides. Bioavailability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Serviços ecossistêmicos relacionados com a qualidade ambiental....	24
Figura 2-	Conceito de degradação ambiental, funções, objetivos e ações de recuperação.....	26
Figura 3-	Sistema Biológico dos Elementos (SBE)*.....	29
Figura 4-	Estimativa global média de exposição do público por diferentes fontes de radiação.....	38
Figura 5-	Esquema de decaimento radioativo de K-40.....	39
Figura 6-	Séries do Urânio-238 e Tório-232.....	40
Figura 7-	A transferência de elementos químicos terrestre na cadeia trófica.....	45
Figura 8-	Exemplo de biomonitores. A) Biomonitor ativo preparado com talos de <i>Cladonia verticillaris</i> para a monitoração de poluição atmosférica B) Exemplo de biomonitoração passiva a partir de coleta de vegetação (folhas) em praças e parques com espécies existentes nos ecossistemas.....	47
Figura 9-	Fluxograma das etapas envolvidas no projeto de monitoração da qualidade ambiental em praças e parques da RMR.....	50
Figura 10-	Áreas de estudo referentes a parques e praças da RMR.....	52
Figura 11-	Embalagens plásticas descontaminadas para o armazenamento das amostras de folha e solo.....	55
Figura 12-	Amostras de solo encapsuladas.....	57
Figura 13-	Sistema de EGAR com detector HPGe utilizado para a determinação de radionuclídeos naturais.....	57
Figura 14-	Forno digestor MARSXpress da CEM. B. Filtração de amostra nos tubos Falcon.....	59
Figura 15-	Sistema digestor de amostras modelo DGT 100 Plus da Provecto Analítica.....	60
Figura 16-	Espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN AA240Z (Zeeman) com forno de grafite GTA 120.....	61

Figura 17-	Equipamento NexION 300, PerkinElmerSCIEX, a ser empregado para determinação de Cd e Sb em solos e folhas por ICP-MS.....	62
Figura 18-	Concentrações de atividade média e máxima em (Bq kg^{-1}) dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 nos solos de parques e praças da RMR e valor mundial fornecido pela UNSCEAR (2008).....	84
Figura 19-	Resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) dos elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb quantificados em solos (•) de parques e praças da RMR.....	93
Figura 20-	Análise de cluster para elementos tóxicos em solos de praças da RMR.....	96
Figura 21-	Contribuição percentual dos elementos químicos tóxicos para os solos das praças da RMR.....	99
Figura 22-	Concentrações médias e máximas em (mg kg^{-1}) para solos nas praças estudadas e suas respectivas concentrações estabelecidas pelo CPRH nº 007/2014.....	101
Figura 23-	Fatores de contaminação médios, máximos e mínimos e os limites de FC para a classificação do grau de contaminação das áreas verdes estudadas.....	104
Figura 24-	Índices de carga de poluição médias, máximos e mínimos e os limites de PLI para a classificação da carga de poluentes nas áreas verdes estudadas.....	106
Figura 25-	Fatores de enriquecimento médios, máximos e mínimos e os limites de FE para a classificação do grau de enriquecimento das áreas verdes estudadas.....	108
Figura 26-	Valores de índice de geoacumulação médios, máximos e mínimos obtidos para os solos das praças estudadas e a indicação de ausência de acumulação indesejável.....	111
Figura 27-	Contribuição percentual dos elementos químicos tóxicos para o índice de risco ecológico potencial nos solos das praças da RMR.....	114
Figura 28-	Índice de risco ecológico potencial abrangente ($\text{IR}_{\text{médio}}$) e ($\text{IR}_{\text{máximo}}$) nos solos das praças da RMR.....	115

Figura 29-	Modelo de risco a saúde humana HI para adultos e crianças com base em concentrações médias de elementos tóxicos em solos das praças da RMR.....	122
Figura 30-	Avaliação de risco à saúde para adultos por elementos químicos tóxicos com base em concentrações médias e máximas para as diferentes parques e praças da RMR.....	124
Figura 31-	Avaliação de risco à saúde para crianças por elementos tóxicos com base em concentrações médias e máximas diferentes parques e praças da RMR.....	126
Figura 32-	Avaliação de risco à saúde associada ao risco total de câncer (TCR) para adultos e crianças por elementos tóxicos com base em concentrações médias e máximas diferentes parques e praças da RMR.....	128
Figura 33-	Contribuição percentual dos elementos tóxicos em folhas de parques e praças da RMR.....	131
Figura 34-	Concentrações médias e máximas (mg kg^{-1}) comparadas com as faixas de concentrações esperadas para os elementos químicos tóxicos quantificados em folhas de diferentes praças da RMR.....	133
Figura 35-	Resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) dos elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb quantificados nas folhas de parques e praças da RMR.....	136
Figura 36-	Análise de agrupamento para os elementos químicos tóxicos em folhas de árvores das áreas verdes urbanas estudadas da RMR.....	139
Figura 37-	Ajuste do modelo de predição para os fatores de transferência de As nas áreas verdes da RMR.....	144
Figura 38-	Ajuste do modelo de predição para fatores de transferência de Cd (mg kg^{-1}) nas áreas verdes da RMR.....	145
Figura 39-	Ajuste do modelo de predição para fatores de transferência de Ni (mg kg^{-1}) nas áreas verdes da RMR.....	146
Figura 40-	Ajuste do modelo de predição para fatores de transferência de Pb (mg kg^{-1}) nas áreas verdes da RMR.....	147

Figura 41-	Ajuste do modelo de predição para fatores de transferência de Sb (mg kg ⁻¹) nas áreas verdes da RMR.....	148
------------	--	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Carcinogenicidade de elementos químicos traços e compostos relacionados em humanos de acordo com a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer.....	31
Tabela 2-	Valores e faixas de concentração esperada de elementos químicos (mg kg^{-1}) em solo proposta por Schüürmann e Markert (1998). Min = mínimo. Max = máximo.....	33
Tabela 3-	Valores e faixas de concentração de elementos químicos (mg kg^{-1}) em solos de áreas urbanas proposta por Reimann (2012). Min = mínimo. Max = máximo.....	34
Tabela 4-	Valores e faixas de concentração esperada de elementos químicos (mg kg^{-1}) em plantas proposta por Schüürmann e Markert (1998). Min = mínimo. Max = máximo.....	43
Tabela 5-	Coordenadas geográficas dos parques e praças da RMR e Paulista selecionados para a monitoração ambiental.....	51
Tabela 6-	Quantidade de árvores referentes ao número de amostras de solos e folhas e a data de coleta nos parques e praças estudados.....	55
Tabela 7-	Principais linhas de energias de raios gama utilizadas para os cálculos de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 em amostras de solo de parques e praças da RMR.....	58
Tabela 8-	Parâmetros utilizados nas análises por GFAAS.....	61
Tabela 9-	Condições operacionais do ICP-MS.....	63
Tabela 10-	Critério de classificação para fator de contaminação (FC) e Índice de carga de Poluição (PLI).....	65
Tabela 11-	Critério de classificação para Fator de enriquecimento (FE) para elementos tóxicos.....	67
Tabela 12-	Critério de classificação para índice de geoacumulação (I_{geo}).....	69
Tabela 13-	Valor de referência - C_n (mg kg^{-1}) informados pela CONAMA, CETESB e CPRH para os elementos químicos em estudo.....	70
Tabela 14-	Classificação do critério de risco ecológico.....	70
Tabela 15-	Fatores de referência (SFs) de risco para elementos químicos tóxicos e doses de referência (RfDs; $\text{mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$).....	73

Tabela 16-	Classificação de risco não-carcinogênico (HI) e carcinogênico (TCR).....	74
Tabela 17-	Valores obtidos e certificados (mg kg^{-1}) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos elementos químicos determinados nos materiais de referência San Joaquin 2709 Soil e Montana Soil 2710 analisado por ICP – MS e GFAAS. $n = 6$	79
Tabela 18-	Valores obtidos e certificados (mg kg^{-1}) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos elementos químicos determinados nos materiais de referência 1515 e 1573a analisado por ICP – MS e GFAAS. $n = 6$	80
Tabela 19-	Valores obtidos e certificados (Bq kg^{-1}) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos radionuclídeos quantificados nos materiais de referência IAEA-312 e IAEA-314 analisado por EGAR. $n = 9$	81
Tabela 20-	Estatística descritiva dos valores das concentrações de atividade em (Bq kg^{-1}) dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 nos solos de parques e praças da RMR.....	82
Tabela 21-	Valores médios para Índice alfa ($I\alpha$), índice gama ($I\gamma$), taxa de dose absorvida e dose anual efetiva para os solos de parques e praças da RMR.....	85
Tabela 22-	Estatística de Shapiro-Wilk para a normalidade dos dados para elementos tóxicos no solo de praças da RMR.....	87
Tabela 23-	Classificação do Coeficiente de correlação e Correlação.....	87
Tabela 24-	Coeficientes de correlação entre diferentes elementos presentes em solos de praças da RMR.....	88
Tabela 25-	Análise fatorial por componentes principais (PCFA) aplicada às concentrações de elementos químicos presentes em solos de áreas verdes da RMR.....	90
Tabela 26-	Possíveis fontes de poluentes para As, Cd, Ni, Pb e Sb.....	92
Tabela 27-	Estatística descritiva das concentrações (mg kg^{-1}) de As, Cd, Ni, Pb e Sb nos solos.....	98
Tabela 28-	Concentrações médias (mg kg^{-1}) dos solos em praças da RMR. Destaque os valores acima da normativa do CPRH.....	100

Tabela 29-	Valores médio, máximo e mínimo do Fator de contaminação (FC) para os solos de parques e praças da RMR.....	103
Tabela 30-	Valores médio, máximo e mínimo do Fator de enriquecimento (FE) para os solos de parques e praças da RMR.....	107
Tabela 31-	Valores do índice de geoacumulação - I_{geo} para solos de praças e parques da RMR. Em destaque os valores positivos.....	110
Tabela 32-	Valores de risco ecológico (Eri) médios, máximos e mínimos e índice de risco abrangente (IR) para as praças e parques estudados...	113
Tabela 33-	Valores médios, máximos e mínimos para doses diárias dos elementos AS, Cd, Ni, Pb e Sb $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ para adultos em praças e parques da RMR.....	117
Tabela 34-	Valores médios, máximos e mínimos para doses diárias dos elementos AS, Cd, Ni, Pb e Sb $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ para crianças em praças e parques da RMR.....	118
Tabela 35-	Avaliação de risco à saúde não-câncer pela ingestão de solo (HQ) e risco geral (HI) contaminado por elementos químicos tóxicos em diferentes praças da RMR.....	119
Tabela 36-	Avaliação de risco à saúde por elementos químicos tóxicos quanto à probabilidade de câncer (CR) em diferentes praças da RMR.....	123
Tabela 37-	Avaliação de risco à saúde por elementos químicos tóxicos (HI) e a probabilidade de câncer (TCR) em diferentes praças da RMR.....	127
Tabela 38-	Concentrações médias ($mg\ kg^{-1}$), mediana, máximos e mínimos e coeficiente de variação (CV%) dos elementos químicos na vegetação de parques e praças da RMR.....	130
Tabela 39-	Faixas das concentrações normais e em excesso ($mg\ kg^{-1}$) de elementos químicos tóxicos em tecidos foliares maduros de diversas espécies vegetais.....	132
Tabela 40-	Teste-W de normalidade dos dados para elementos tóxicos no solo de praças da RMR.....	134
Tabela 41-	Resultados da análise fatorial por componentes principais PCFA para as concentrações de elementos químicos obtidas nas folhas.....	135

Tabela 42-	Fatores de transferência média, mediana, valores máximos (Max) e mínimos (Min) e coeficiente de variação dos fatores de transferência solo-planta de parques da RMR.....	141
Tabela 43-	Fatores de transferência solo-planta médios e faixas de concentração na literatura.....	142

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAS	Espectrometria por Absorção Atômica
BAC	Coeficiente de acumulação biológica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
ER	<i>Ecological Risk</i>
EU	<i>European Union</i>
FC	Fator de Contaminação
FE	Fator de Enriquecimento
FT	Fatores de transferência
FT	Fator de Transferência
PLI	Índice de carga de poluição
GFAAS	<i>Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry</i>
IBA	Índice de bioacumulação
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-MS	<i>Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry</i>
ICP-OES	<i>Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i>
IG	Infraestrutura verde
INAA	<i>Instrumental Neutron Activation Analysis</i>
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
MOS	Matéria Orgânica no Solo
NbS	Soluções baseadas na Natureza
PCFA	<i>Principal Component Factor Analysis</i>
PERI	<i>Potential Ecological Risk Index</i>
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
RMR	Região Metropolitana do Recife
SBE	Sistema Biológico dos Elementos
EU	União Europeia
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
VI	Valor de investigação
VP	Valor de prevenção
VRQ	Valor de referência de qualidade

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	20
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	23
2.1	ÁREAS VERDES URBANAS.....	23
2.2	POLUIÇÃO, CONTAMINAÇÃO E DEGRADAÇÃO AMBIENTAL.....	25
2.3	ELEMENTOS QUÍMICOS.....	28
2.4	PADRÕES DE QUALIDADE AMBIENTAL.....	32
2.4.1	Solo.....	32
2.4.2	Solos urbanos antropogênicos.....	36
2.4.3	Radioatividade natural.....	37
2.4.3.1	Potássio-40.....	38
2.4.3.2	Isótopos de Rádio.....	39
2.5	VEGETAÇÃO.....	42
2.6	CICLAGEM DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM ÁREAS URBANAS.....	43
2.6.1	Transferência de elementos químicos no sistema solo-planta.....	44
2.6.2	Bioindicação e Biomonitoração.....	46
2.7	TÉCNICAS ANALÍTICAS MULTIELEMENTARES.....	48
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	50
3.1	DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	51
3.2	AMOSTRAGEM E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	54
3.3	ANÁLISES QUÍMICAS E RADIOMÉTRICAS.....	56
3.3.1	Espectrometria Gama de Alta Resolução EGAR.....	56
3.3.2	Tratamento químico de amostras para GFAAS e ICP-MS.....	58
3.3.3	Análises por GFAAS.....	60
3.3.4	Análises por ICP-MS.....	61
3.3.5	Incertezas analíticas.....	63
3.3.6	Qualidade do procedimento analítico – Número En.....	63
3.4	ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	64
3.4.1	Fator de contaminação (FC).....	65
3.4.2	Fator de enriquecimento (FE).....	66
3.4.3	Índice de Geoacumulação (Igeo).....	68
3.4.4	Índice de risco ecológico potencial – RI.....	69

3.4.5	Modelo de risco à saúde humana.....	71
3.4.6	Fator de transferência solo-planta.....	74
3.4.7	Índice Alfa ($I\alpha$), Gama, Taxa de dose gama absorvida (D) e dose anual efetiva (E) em solos de parques e praças da RMR.....	75
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	78
4.1	QUALIDADE DOS PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS.....	78
4.1.1	Materiais de referência geológicos.....	78
4.1.2	Materiais de referência biológicos.....	80
4.1.3	Materiais de referência para radionuclídeos.....	80
4.2	RADIONUCLÍDEOS EM SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA RMR....	81
4.2.1	Índice Alfa ($I\alpha$), Gama, Taxa de dose gama absorvida (D) e dose anual efetiva (E) em solos de parques e praças da RMR.....	84
4.3	ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS EM SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA RMR.....	85
4.3.1	Fontes de elementos tóxicos nos solos da RMR.....	86
4.3.2	Análise fatorial por componentes principais.....	90
4.3.3	Análise de agrupamento.....	95
4.3.4	Qualidade ambiental dos solos dos parques e praças da RMR.....	97
4.3.5	Fator de contaminação.....	102
4.3.6	Fator de Enriquecimento.....	106
4.3.7	Índice de Geoacumulação.....	109
4.3.8	Potencial de risco ecológico.....	112
4.3.9	Modelo de risco à saúde humana.....	116
4.4	ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS PRESENTES NA VEGETAÇÃO....	129
4.4.1	Comparação dos resultados da vegetação com valores da literatura.....	131
4.4.2	Análise estatística aplicada aos elementos químicos tóxicos em folhas dos parques e praças da RMR.....	134
4.5	TRANSFERÊNCIA SOLO-FOLHA DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM PARQUES E PRAÇAS DA RMR.....	141
4.5.1	Modelos de predição.....	143
5	CONCLUSÕES.....	150
	REFERÊNCIAS.....	153
	APÊNDICE A- Áreas do Parque 13 de Maio.....	166

APÊNDICE B- Pontos de coleta no Parque 13 de Maio.....	167
APÊNDICE C- Áreas da Praça da Várzea.....	168
APÊNDICE D -Pontos de coleta na Praça da Várzea.....	169
APÊNDICE E- Áreas do Parque Eng. do Meio.....	170
APÊNDICE F- Pontos de coleta no Parque Eng. do Meio.....	171
APÊNDICE G- Áreas da Praça Eng. do Meio BR-101.....	172
APÊNDICE H- Pontos de coleta no Praça Eng. do Meio BR-101.....	173
APÊNDICE I- Áreas do Parque de Paulista.....	174
APÊNDICE J- Pontos de coleta no Parque Paulista.....	175
APÊNDICE L- Áreas do Praça de J. Paulista.....	176
APÊNDICE M- Pontos de coleta no Praça J. Paulista.....	177

1 INTRODUÇÃO

A poluição em áreas urbanas não é mais apenas uma preocupação de caráter ambiental, mas sim de saúde pública, pois a péssima qualidade ambiental reduz a expectativa de vida, aumenta os índices de mortalidade, eleva as taxas de aborto e os riscos de doenças cardíacas, além de aumentar a probabilidade de incidência de câncer em adultos e crianças (OMS, 2016). Com a urbanização e a industrialização, esses diversos efeitos negativos são intensificados pela contaminação ambiental com inorgânicos persistentes e radionuclídeos em solos, atmosfera e recursos hídricos, sinalizando-se a necessidade de estudos mais pormenorizados e ações para a promoção da saúde nas grandes regiões metropolitanas (MOREIRA, 2010; SANTOS, 2016).

Essa problemática ambiental levou à ascensão do movimento "Cidades Saudáveis" com crescimento no número de áreas verdes urbanas públicas e privadas, aumentando a área de "floresta urbana" (*urban forestry*). Esse conceito surgiu inicialmente no Canadá, designando todas as áreas verdes no ambiente urbano, de porte arbóreo ou não (SANESI, 2016). Os benefícios das áreas verdes nas grandes cidades são inúmeros, pois a vegetação promove a infiltração da água no solo, retém e filtra os poluentes atmosféricos, controla a temperatura sendo fonte de alimento, atraindo a fauna silvestre, assim como agrada esteticamente (MOREIRA, 2010). Além disso, espaços públicos como praças e parques são fundamentais para o bem-estar da população, estando diretamente associados ao aumento da qualidade de vida nos grandes centros urbanos. Geralmente, são frequentados por pessoas de diversas faixas etárias, sendo crianças e idosos, os grupos mais susceptíveis a problemas de saúde devido ao contato com substâncias químicas poluentes (LEE et al., 2011).

Apesar de serem locais bastante arborizados, parques e praças encontram-se inseridos em uma matriz urbana composta por diversas fontes antropogênicas de elementos químicos. O solo urbano atua como estoque de substâncias químicas e as concentrações naturais desse compartimento ecológico podem ser alteradas, aumentando a disponibilidade de elementos químicos tóxicos, que causam impacto negativo na saúde da população (BIASIOLI et al., 2006). Dados de áreas verdes urbanas indicaram o enriquecimento de elementos químicos Cd, Cu, Ni e Pb, que são possivelmente cancerígenos e suas fontes associadas ao tráfego de veículos, incluindo locais circunvizinhos a parques e praças (SANTOS, 2016; WANG et al., 2019). O fluxo de veículos é uma fonte potencial de poluição na Região Metropolitana do Recife RMR, reforçando a necessidade da realização de pesquisas científicas na área, uma vez que já foi observada a relação entre vias com maior intensidade de

veículos e maior concentração dos elementos químicos quantificados em organismos biomonitores transplantados (SANTOS, 2016).

Elementos químicos tóxicos cancerígenos associados à presença de radionuclídeos naturais, como ocorre em algumas localidades da RMR inseridas em regiões com afloramentos de fosforito uranífero (SOUZA, 2006; AMARAL et al., 2018), também podem aumentar os fatores causadores de câncer devido ao aumento da exposição da população à radiação ionizante em solos enriquecidos em radionuclídeos naturais (UNSCEAR, 2010). O fosforito uranífero está associado a uma camada geológica contendo calcários arenosos, cujas principais características são sua distribuição descontínua e espessura variando de centímetros a metros (SOUZA, 2006). A radioatividade natural associada a essa rocha é oriunda principalmente dos radionuclídeos das séries radioativas de U-238. Os níveis de atividade dos radionuclídeos no solo são utilizados para a avaliação das taxas de dose de exposição individual, em que as principais vias de contaminação dos radionuclídeos consideradas são inalação e ingestão (UNSCEAR, 2010). O problema pode ser agravado devido ao fato das partículas das camadas superficiais do solo se tornarem parte do material particulado urbano, contendo níveis de atividade relativamente elevados de K-40 e Pb-210 naturais (CHARLESWORTH et al., 2011).

Para avaliação da qualidade ambiental e determinar a influência das atividades antrópicas é necessário utilizar técnicas analíticas sensíveis e confiáveis, entre elas são destacadas a Espectrometria de Absorção Atômica Forno Grafite - GFAAS (FERREIRA, 2016; NASCIMENTO, 2019; MAGALHÃES, 2019), a Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-MS (SILVA NETO, 2015; FERREIRA, 2016; SILVA FILHO, 2018). No caso dos radionuclídeos, o uso da Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR é recomendável para a quantificação de diversos radionuclídeos, simultaneamente, em matrizes geológicas (DE PAIVA, 2014; AMARAL, 2018).

Como é evidente a necessidade de levantamentos sobre os níveis de contaminantes químicos e impactos radioecológicos na RMR, este estudo tem como objetivo (1) determinar As, Cd, Ni, Pb, e Sb, elementos químicos associados a câncer, nos solos sob a projeção da copa das árvores e nas folhas das espécies arbóreas, (2) avaliar a exposição dos usuários à radioatividade natural a partir da quantificação dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 no substrato geológico de praças da Região Metropolitana do Recife -RMR.

Como objetivos específicos, têm-se (a) a quantificação de elementos químicos tóxicos nos solos sob a projeção da copa das espécies arbóreas utilizadas no paisagismo urbano; (b) o apontamento de fontes de elementos químicos nos solos como reflexo de poluição; com uso da estimativa dos fatores de contaminação (FC), índice de carga de poluição (PLI), fator de

enriquecimento (FE) e índice de geoacumulação (I_{geo}); a aplicação do índice de risco ecológico potencial (PERI); a estimativa de riscos não carcinogênicos e carcinogênicos para adultos e crianças; a quantificação de elementos químicos tóxicos nas folhas das espécies arbóreas utilizadas no paisagismo urbano reflexo de poluição; e estimativa de fatores de transferência solo-folha e o aumento da disponibilidade de elementos químicos cancerígenos com ajustes de modelo de predição e (c) a quantificação dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 nos solos das praças e Parques da RMR para a estimativa de Índice Alfa, Índice Gama, Taxa de Dose Gama Absorvida e Dose Efetiva Anual. No presente trabalho, providenciou-se a inovação em relacionar as concentrações de elementos químicos tóxicos presentes nos solos e folhas de praças e parques da RMR com a probabilidade do aumento da incidência de câncer para população usuária.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A poluição por elementos químicos tóxicos, incluindo metais e metaloides, tem sido identificada como uma ameaça global, que vem agravando-se desde o início da Revolução Industrial. A contaminação por esses elementos químicos induz sérios riscos à saúde e ao ambiente devido à sua natureza tóxica (JACOB et al., 2018). Com a crescente poluição ambiental, há, ainda, adição de radionuclídeos naturais e artificiais, compostos orgânicos, organometálicos, metaloides e suas espécies químicas (PACHAURI, 2014; ARAOS, 2017; BARÓ et al., 2017). Neste texto, a avaliação dos ambientes é limitada a metais e metalóides classificados como potencialmente tóxicos e cancerígenos, assim como os radionuclídeos naturais que podem incrementar a dose ao público usuário das praças e parques da Região Metropolitana de Recife.

2.1 ÁREAS VERDES URBANAS

No Brasil, as áreas verdes urbanas são definidas como: “espaços, públicos ou privados, com predomínio de vegetação, preferencialmente nativa, natural ou recuperada, previstos no Plano Diretor com base nas Leis de Zoneamento Urbano e Uso do Solo do Município” (BRASIL, 2012; ARAOS, 2017).

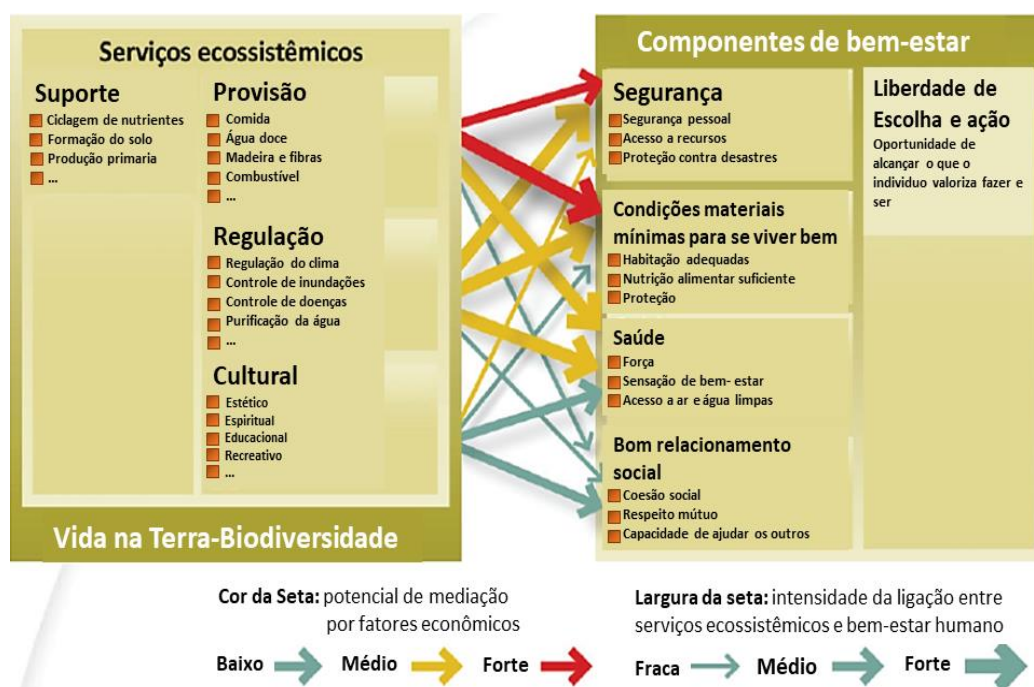
Segundo o CONAMA Nº 369/2006, considera-se área verde de domínio público "o espaço de domínio público que desempenhe função ecológica, paisagística e recreativa, propiciando a melhoria da qualidade estética, funcional e ambiental da cidade, sendo dotado de vegetação e espaços livres de impermeabilização". Exemplos de áreas verdes urbanas: praças; parques urbanos; parques fluviais; parque balneário e esportivo; jardim botânico; jardim zoológico; alguns tipos de cemitérios e faixas de ligação entre áreas verdes (corredores ecológicos) (BRASIL, 2006). Existe uma vasta discussão sobre a definição entre parques e praças urbanas neste trabalho. Parques urbanos podem ser classificados como áreas verdes com função ecológica, estética e de lazer; no entanto, diferenciam-se das praças por apresentar uma extensão territorial maior. Apesar das definições, parques e praças apresentam similaridade entre o papel ecológico e social definido em ambos os ambientes (RUBIRA, 2016).

Sua criação e conservação são justificadas por sua contribuição para a melhoria da qualidade ambiental em espaços urbanos, por meio das funções ecológicas, sociais, históricas, estéticas e educativas que desempenham (PRIMACK, 2001; BALIAN et al., 2014).

Neste contexto, os serviços ecossistêmicos são classificados em diferentes tipos, com a finalidade de mapear mais facilmente as formas pelas quais os serviços influenciam o bem-estar e atividades produtivas (UNEP, 2008). A classificação também auxilia o poder público e a iniciativa privada na tomada de decisões, aproveitando as oportunidades geradas pelos serviços e reduzindo os riscos de suas atividades (UNEP, 2008). Estes serviços, também esquematizados na Figura 1, podem ser de:

- Provisão, por exemplo, de alimentos, água, madeira, biomassa combustível (GILL et al., 2007; HARTIG et al., 2014);
- Regulação, a partir de equilíbrio climático, controle de cheias e controle de doenças (GILL et al., 2007; BOWLER et al., 2010);
- De âmbito cultural, referente às importâncias cênica, recreativa, turística, espiritual e educacional (KENIGER et al., 2013; HARTIG et al., 2014),
- De suporte, como é o caso da ciclagem de nutrientes e formação de solo (RICKLEFS, 2003; FRANÇA et al., 2008; FERREIRA, 2016).

Figura 1 - Serviços ecossistêmicos relacionados com a qualidade ambiental.



Fonte: Adaptado de UNEP (2008).

Enquanto o Brasil ainda caminha no debate epistemológico para definição de áreas verdes urbanas, a União Europeia - UE, desde 2013, está em processo de implantação de áreas verdes urbanas de forma estratégica, que dependem dos ecossistemas e seus processos, baseadas principalmente nos conceitos de infraestrutura verde (IG) (EC, 2013) e, mais

recentemente, soluções baseadas na natureza (NbS) (KABISCH, 2016). Ambos os termos estão muito relacionados, como refletido na estratégia de infraestrutura verde (IG) da UE, “uma ferramenta testada com sucesso para fornecer benefícios ecológicos, econômicos e sociais por meio de soluções naturais” (EC, 2013). IG é baseada no princípio de que “os muitos benefícios, que a sociedade obtém da natureza, estão conscientemente interligados ao planejamento espacial e no desenvolvimento territorial” (EC, 2013; EVERARD et al., 2013).

Por outra perspectiva, a existência de áreas verdes possui implicações positivas para a saúde da população, assim como melhora a compreensão de sua influência no processo de saúde-doença em todo ciclo de vida (CAMPOS, 2017). Diversos benefícios físicos e psicológicos ligados a áreas verdes urbanas são amplamente relatados e seus supostos efeitos de melhoria na saúde têm sido documentados sobre doenças cardiovasculares e cerebrovasculares, diabetes, câncer, osteoporose e depressão (LEE, et al., 2011).

Áreas verdes também melhoram a saúde mental e o bem-estar com benefícios psicológicos duradouros (ENGLAND, 2011). De forma objetiva, a escassez e a falta de qualidade ambiental de áreas verdes intensificam problemas ligados a saúde aumento de doenças associadas à poluição (REVI et al., 2014; UM, 2015).

2.2 POLUIÇÃO, CONTAMINAÇÃO E DEGRADAÇÃO AMBIENTAL

Segundo a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), poluição é a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que, direta ou indiretamente, prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetem desfavoravelmente a biota, influenciem negativamente as condições estéticas ou sanitárias do ambiente e/ou lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1986).

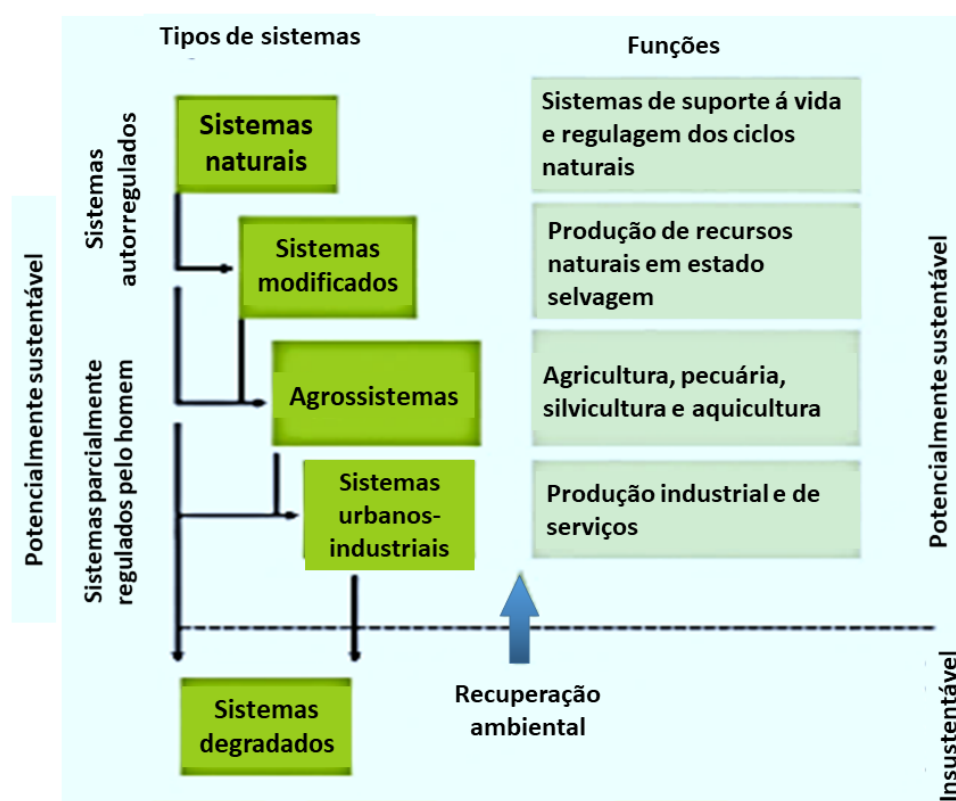
De acordo com a resolução CONAMA 420 (BRASIL, 2009), contaminação ambiental de uma área por atividades antropogênicas é definida como sendo um terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de quaisquer substâncias ou resíduos em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao ambiente ou a outro bem a proteger, que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Essa Resolução também trata, com enfoque especial, sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo

quanto a presença de substâncias químicas no solo, discutidos mais detalhadamente na Seção 2.4.

No caso, a degradação ambiental também está associada com a perda de qualidade ambiental, que geralmente está ligada a uma mudança artificial ou perturbação de causa antropogênica com uma redução percebida das condições naturais ou do estado de um ambiente, em que o agente causador é sempre o ser humano.

Este conceito está representado esquematicamente na Figura 2 (JOHNSON et al., 1997; SÁNCHEZ, 2015), enfatizando que processos naturais não causam degradação ao ambiente, apenas causam mudanças. Sendo assim, a degradação ambiental pode ser conceituada como qualquer alteração adversa dos processos, funções ou componentes ambientais, ou como alteração adversa da qualidade ambiental correspondendo a um impacto ambiental negativo (SÁNCHEZ, 2015).

Figura 2 - Conceito de degradação ambiental, funções, objetivos e ações de recuperação.



Fonte: Modificado de Sánchez (2015).

Nas áreas das praças e parques da RMR, uma das principais causas de degradação/impactos negativos observados localmente é o grande fluxo de automóveis, que proporciona aumento da emissão de poluentes para a atmosfera e diminuição da qualidade do

ar (SANTOS, 2016). De acordo com a Resolução CONAMA nº 491 de 19/11/2018, poluente atmosférico é qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, causando inconveniente ao bem-estar público, danos aos materiais, à fauna e flora, prejudicando a segurança, o uso e gozo da propriedade e as atividades normais da comunidade como aglomerações urbanas (BRASIL, 2018).

O processo de varrição (limpeza e coleta de folhas) de praças e parques urbanos também é outro fator que contribui de forma negativa para a manutenção de áreas verdes urbanas pela perda de matéria orgânica no solo (MOS) (RAYMOND, 2016). A perda de MOS também altera a dinâmica de formação de solo, que pode levar a processos erosivos, uma vez que possui a função de estabilizar o solo, mantendo sua agregação e aumentando a capacidade de retenção e infiltração de água. Desse modo, a água permanece por mais tempo no ambiente mesmo em áreas urbanas altamente impermeabilizadas, além de ser um recurso alimentar de microrganismos decompositores que atuam na ciclagem ambiental (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; RAYMOND, 2016).

O processo de varrição também acarreta retirada de serapilheira, em que afeta grandemente o desenvolvimento vegetal pela perda de macronutrientes, prejudicando a ciclagem de elementos químicos tanto por parte da vegetação quanto pelo solo. Além disso, o solo exposto pode acentuar, ainda mais, a redução de nutrientes por lixiviação (FERREIRA, 2016).

Áreas verdes urbanas como praças e parques ambientalmente degradados ou contaminados podem trazer riscos à saúde humana, além de causar danos econômicos como desvalorização de imóveis no entorno (MOREIRA, 2010). Para ter-se um ambiente seguro, é necessário a monitoração ambiental dessas áreas, assim como ações de intervenção em casos extremos para que ocorra a manutenção dos compartimentos ambientais de forma natural, garantindo sua funcionalidade e serviços ecossistêmicos (LARCHER, 2004; UNEP, 2008).

Os ecossistemas podem ser alterados por fatores estressantes que incluem, mas não se restringem, à poluição química, por exemplo, mudança de habitat, espécies introduzidas, mudança drástica de temperatura e radiação luminosa (LARCHER, 2004). Eventos de poluição química, muitas vezes, podem ser acompanhados por agentes não químicos descritos anteriormente. Por isso, suas causas são de difícil distinção quando múltiplos estressores estão agindo simultaneamente, porque cada um pode contribuir sistematicamente para alteração do ecossistema, contudo os efeitos de diferentes estressores podem ser aditivos, resultando em impactos cumulativos (TEPLITSKY et al., 2005).

Os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em superfície e subsuperfície nos diferentes compartimentos ambientais, como vegetação, solo, sedimentos, rochas, nas águas superficiais e subterrâneas ou em materiais geológicos utilizados para aterrar os terrenos, além de concentrar-se nas paredes, nos pisos e nas estruturas de áreas construídas (BRASIL, 2019). Suas vias de propagação como o ar, o solo e as águas subterrâneas e superficiais podem alterar suas características naturais, causando impactos negativos na própria área ou em seus arredores (ARAUJO, 2009; MOREIRA, 2010; BRASIL, 2019).

As vias de entrada de contaminantes para os diferentes meios podem ser o escoamento superficial para rios e córregos, a lixiviação de poluentes do solo para a água subterrânea e a absorção e adsorção dos contaminantes na vegetação (raízes, cascas e folhas de árvores). Para os seres vivos, as principais vias são inalação de ar e particulado atmosférico, vapores, contato dérmico com o solo e ingestão de alimento (ARAUJO, 2009; KABATA PENDIAS, 2007; MOREIRA, 2010).

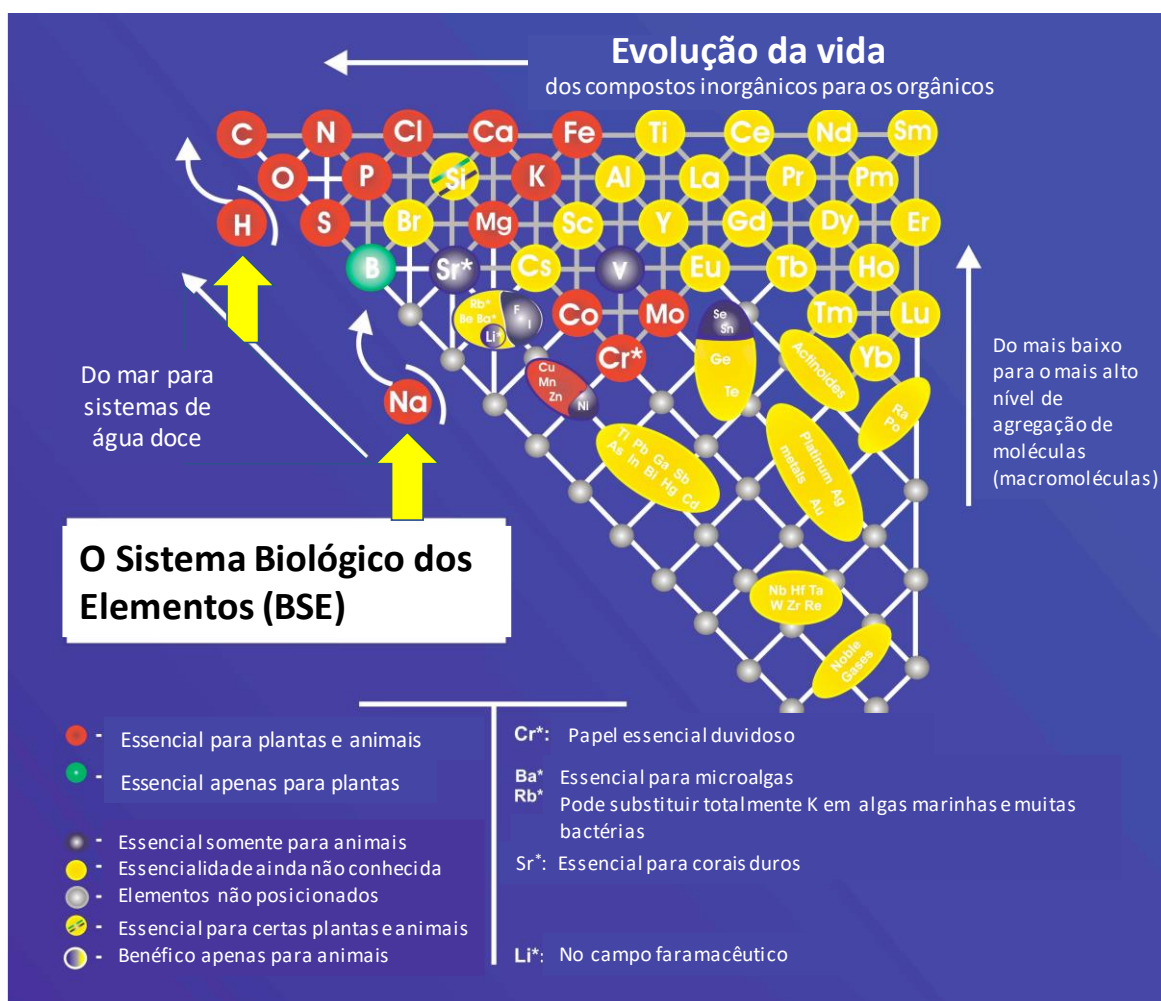
2.3 ELEMENTOS QUÍMICOS

Existem 118 elementos químicos conhecidos, a maioria deles originados de processos naturais desde a formação do universo por meio da matéria Bariônica (SCHLESINGER, 2013). Cerca de 20% desses não existem na natureza ou estão presentes, apenas, em quantidades traço e são conhecidos porque foram sinteticamente produzidos (MARKERT et al., 2015).

Alguns elementos químicos foram definidos como essenciais para o crescimento e desenvolvimento biológico (FRÄNZLE, 2009). Por definição, um elemento químico essencial é um componente intrínseco na estrutura ou no metabolismo ou, ainda, sua ausência causa anormalidades severas no crescimento, no desenvolvimento, na reprodução ou impede seu ciclo de vida. Para o desenvolvimento vegetal, dezenove elementos químicos são considerados essenciais (TAIZ et al., 2017).

Com base em trabalhos publicados anteriormente (MARKERT, 1987; 1988; 1993a; 1993b; 1994b), foi elaborado o Sistema Biológico dos Elementos (SBE), a partir da correlação entre os elementos químicos e funções fisiológicas em organismos vivos, a forma de absorção de elementos individuais e do desenvolvimento evolutivo do ambiente inorgânico no tempo e no espaço e de informações sobre a absorção dos elementos químicos pelos organismos (Figura 3) (FRÄNZLE; MARKERT, 2000).

Figura 3 - Sistema Biológico dos Elementos Químicos (SBEQ)*.



*Sistema Biológico dos Elementos Químicos para seres vivos terrestres a partir de Market (1994a). O diagrama mostra as relações entre os elementos químicos associadas a suas funções essenciais correspondentes (cores), a extensão das funções bioquímicas e a capacidade correspondente para formar macromoléculas por reações de condensação (seta vertical lado direito do diagrama). A seta diagonal refere-se a mudanças de concentração do oceano para a água doce.

Fonte: Adaptado de Fränzle e Markert (2015).

A classificação dos elementos químicos no Sistema Biológico dos Elementos (SBE) não permite que seja feita qualquer inferência sobre a sua funcionalidade, essencialidade ou a toxicidade aguda ou crônica dos elementos para os organismos vivos, devido ao fato de se basear em aspectos puramente físico-químicos (MARKERT et al., 2015).

Os elementos químicos essenciais, em geral, são classificados como macronutrientes porque ocorrem na vegetação em maiores quantidades, enquanto os micronutrientes são aqueles presentes em concentrações reduzidas, mas são vitais para a maioria das plantas. São considerados macronutrientes vegetais, nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio, fósforo, enxofre e silício. Os micronutrientes são cloro, ferro, boro, manganês, sódio, zinco, cobre, níquel e

molibdênio. Esta classificação é baseada na concentração do elemento químico em massa seca em mg kg^{-1} , contudo, classificações mais específicas como funcionalidade dos elementos químicos nos organismos podem ser empregadas (FRANÇA, 2006; ARAUJO, 2009; MARKERT et al., 2015; TAIZ et al., 2017).

O termo elementos traços tem sido usado para metais catiônicos e aniônicos com concentrações menores que 100 mg kg^{-1} . Alguns são considerados essenciais do ponto de vista biológico. Entretanto, mesmo aqueles essenciais podem, sob condições específicas, ser tóxicos, contaminando solos e corpos de águas, como exemplo são cobre, manganês e zinco, (KABATA PENDIAS, 2001; KABATA PENDIAS, 2010). Alguns elementos químicos são “traços” em materiais biológicos e não são “traços” em materiais terrestres como é o caso de ferro, dependendo das condições ambientais da área e da comunidade vegetal (FRANÇA, 2006; KABATA PENDIAS; MUKHERJEE, 2007).

Não há dúvida sobre a importância dos minerais para os sistemas biológicos devido à sua associação com importantes processos biológicos e ao seu envolvimento como cofatores inorgânicos em metaloproteínas e metaloenzimas. Os minerais necessários para o funcionamento normal dos organismos são chamados endógenos e o distúrbio de sua homeostase está associado a condições patológicas (KABATA PENDIAS; MUKHERJEE, 2007).

Os exógenos constituem a outra categoria de minerais absorvidos por meio do consumo de alimentos e da respiração, mas não têm um papel biológico. Uma subcategoria de metais exógenos são as metalotoxinas, tóxicas para os organismos e associadas à carcinogênese e apoptose (KAUSHIK, 2019). Vale ressaltar que alguns elementos químicos são carcinogênicos como é o caso de As, Cd, Co, Cr, Pb, Ni e Sb (Tabela 1). Porém, outros como Fe e Ti não são classificados como cancerígenos (MULWARE, 2013).

Os isótopos naturais de Rn e Ra são também cancerígenos (ROBERTSON, et al., 2013), necessitando, assim, de estudos ambientais relacionados com a monitoração e estabelecimento de padrões de qualidade ambiental para sua presença no ambiente.

Tabela 1 – Carcinogenicidade de elementos químicos traços e compostos relacionados em humanos de acordo com a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer.

Grupo 1: Carcinogênico para humanos		Grupo 2A: provavelmente carcinogênico		Grupo 2B: Possivelmente carcinogênico		Grupo 3: Não classificado	
Elemento Traço	Grupo químico	Elemento Traço	Grupo químico	Elemento Traço	Grupo químico	Elemento Traço	Grupo químico
As	Arsênio e seus compostos	Pt	Cisplatina	Sb	Trióxido de antimônio	Sb	Trissulfeto de Antimônio
Be	Berílio e seus compostos	-	-	Co	Cobalto e seus compostos	Cr	Compostos de Cromo
Cd	Cádmio e seus compostos	-	-	Pb	Chumbo inorgânico e seus compostos	F	Fluoretos inorgânicos
Cr	Cromo VI e seus compostos	-	-	Ni	Níquel metálico	Fe	Óxido de ferro e hematita
Ni	Níquel compostos	-	-			Pb	Chumbo orgânico e seus compostos
-	-	-	-			Hg	Compostos de mercúrio metálico e inorgânico
-	-	-	-			Se	Selênio e seus compostos
-	-	-	-			Ti	Dióxido de Titânio

Fonte: Mulware (2013).

2.4 PADRÕES DE QUALIDADE AMBIENTAL

As respostas do ecossistema ao estresse ambiental variam no tempo e espaço de forma dinâmica (MOREIRA, 2010). Atualmente, as avaliações de impacto, degradação e qualidade dos ecossistemas e o desenvolvimento de padrões de qualidade ambiental levam em consideração, principalmente, a heterogeneidade dos estressores sem considerar a variação da vulnerabilidade do ecossistema (ZIJP et al., 2017). Um dos exemplos são as regulamentações sobre concentrações químicas no ecossistema baseadas em limites de exposição (concentração) uniformes, que são derivados das respostas de uma pequena seleção de espécies individuais expostas à compostos isolados em condições de laboratório, sem considerar seus efeitos sobre a biota e na dinâmica de processos ecológicos (ZIJP et al., 2017).

O ponto de partida para estabelecer um padrão de qualidade ambiental pode ser o conhecimento do que os seres humanos e o ambiente natural (ecossistemas) podem suportar. Estes também devem ser vistos como instrumentos de política para alcançar os objetivos de qualidade ambiental a longo prazo (HAENN, 2006). Os padrões de qualidade ambiental no Brasil foram introduzidos no país pela Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), que tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar as condições necessárias ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana (BRASIL, 1981).

A regulamentação dos padrões de qualidade ambiental ficou a cargo do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, órgão consultivo e deliberativo criado pela PNMA. O CONAMA é responsável por estabelecer os padrões federais que, na ausência de padrões estaduais ou municipais mais restritivos, correspondem à legislação aplicável e asseguram a manutenção da qualidade ambiental no país (BRASIL, 1981).

Um padrão de qualidade ambiental pode, por exemplo, estabelecer a concentração máxima e mínima permitida de uma substância no solo, no ar ou na água, ruídos sonoros, doses de radiação aceitáveis em determinado período (BRASIL, 1981).

2.4.1 Solo

O solo é um recurso natural essencial à vida, à dinâmica e qualidade da água e à produtividade da vegetação. É um compartimento crítico em quase todos os ecossistemas, mas é frequentemente considerado como seguro (CRIM, 2015). Pode ser considerado como a base

do ecossistema, já que sua produtividade é um fator determinante para a vida vegetal e animal (RAYMOND, 2016). Por exemplo, em ecossistemas florestais, os solos podem determinar a qualidade da água, sua produtividade local, composição de espécies, a produtividade da madeira e o habitat, riqueza e biodiversidade (FAO, 2015; MONTANARELLA, 2016). Em áreas agrícolas, a qualidade do solo desempenha papel significativo, uma vez que os nutrientes do solo e suas propriedades físicas e químicas exercem influência direta sobre a produtividade vegetal (RICKLEFS, 2010).

Em áreas urbanas, o solo desempenha um papel vital na redução do escoamento superficial da água através da infiltração, retenção de elementos químicos e suporte à vegetação (BRADY; WEIL, 2009).

Para determinar padrões de qualidade ambiental para solos (KABATA PENDIAS, 2011; FERREIRA, 2016), podem ser utilizadas diversas abordagens como aquela empregada por Schüürmann e Markert (1998), que propuseram valores de referência para as concentrações de elementos químicos no solo em suas condições originais a partir da compilação de estudos diversos, obtendo faixas de referência para as concentrações de tais elementos químicos (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores e faixas de concentração esperada de elementos químicos (mg kg⁻¹) em solo proposta por Schüürmann e Markert (1998). Min = mínimo. Max = máximo.

Elemento		Ba	Br	Ca	Ce	Cl	Co	Cs	Eu	Fe	Hf	K
Limites	Min		1				1	1		7.000		2.000
	Max	500	10	1.000	50	100	40	20	1,0	420.000	6	22.000
Elemento		La	Mn	Na	Nd	Rb	Sb	Sc	Se	Sm	Sr	Zn
Limites	Min		20			10	0,01	0,01	0,01		20	3
	Max	40	30.000	-	35	100	200	1		4,5	3.500	300

Fonte: Schüürmann e Markert (1998).

Concentrações de elementos químicos de referência também foram propostos nos trabalhos de revisão de Reimann Clemens (1998; 2012) sobre elementos químicos em diversos compartimentos ambientais (Tabela 3), fornecendo informações que podem ser utilizadas em uma abordagem comparativa sobre as concentrações de elementos químicos (REIMAN, 1998; REIMAN, 2012).

Tabela 3 – Valores e faixas de concentração de elementos químicos (mg kg⁻¹) em solos de áreas urbanas proposta por Reimann (2012). Min = mínimo. Max = máximo.

Elemento		Al	As	Ba	Ca	Cd	Ce	Cr	Cu
	Min	1770	83	18	690	0,01	2	7,9	1,7
Limites	Max	44.700	-	385	106.000	11,3	88	199	706

Elemento		Eu	Hg	K	La	Mg	Mn	Ni	P
	Min	-	<0,02	400	1,4	1530	43	6	50
Limites	Max	-	4,5	11.100	33,8	30.400	4.400	231	2.500

Elemento		Pb	Sb	Si	Sm	Th	Ti	U	Zn
	Min	9	<7	1200	0,3	<5	84	0,2	7,4
Limites	Max	976	18	11.100	6,6	11	3.200	18	34,2

Fonte: Adaptado de Reimann Clemens (2012).

No Brasil, valores de referência para concentrações de elementos químicos nos solos são estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009, que dispõe os critérios e valores orientadores de qualidade do solo, estabelecendo diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas (BRASIL, 2009).

Valores de referência para solos também podem ser definidos pelos estados brasileiros por meio de suas agências ambientais. Em São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é responsável pelo estabelecimento dos valores de referência (CETESB, 2014). No Estado de Pernambuco, a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) é o órgão responsável pela definição e divulgação desses valores (CPRH, 2014).

A resolução CONAMA nº 420 de 2009, apresenta uma série de valores orientadores de concentrações de substâncias químicas, que fornecem informações a respeito da qualidade ambiental do solo e da água subterrânea. O Valor de Referência de Qualidade (VRQ) com relação à concentração de determinada substância estabelece a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos (BRASIL, 2009). O Valor de Prevenção (VP) é a concentração limite de determinada substância no solo, na qual esse compartimento ecológico consiga sustentar as suas principais funções (BRASIL, 2009). Finalmente, o Valor de Investigação (VI) é a

concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana (BRASIL, 2009).

Os valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420 de 2009 são referentes aos elementos químicos extraíveis do solo, pois utiliza apenas ácido nítrico para a solubilização das amostras, não levando em consideração o acúmulo dos elementos químicos ao longo do tempo, nem a presença de rochas e fragmentos derivados (PELOZATO et al., 2011). Essa informação é essencial para definição da metodologia a ser utilizada a fim de permitir a comparabilidade dos resultados obtidos com os valores normativos vigentes. Portanto, a análise química do solo é muito importante, pois o comportamento dos elementos químicos em cada ecossistema é único e complexo (FRANÇA, 2006; FRANÇA, 2010; MARKET, 2015).

Uma problemática ambiental emergente está intimamente associada à poluição do solo, em que elementos traços desempenham um papel de destaque (KABATA PENDIAS, 2011). Por isso, a terminologia atual propõe o termo antroposfera devido ao papel importante do homem para a alteração da biosfera (MENG, 2017).

O impacto na biosfera tem sido complexo e, na maioria das vezes, irreversível, enquanto as alterações geológicas e biológicas da superfície da Terra têm uma longa escala de tempo. As mudanças introduzidas e estimuladas pelo homem têm sido extremamente rápidas nos últimos anos, levando, muitas vezes, à degradação ambiental (SCHLESINGER et al., 2013).

Desde o desenvolvimento de atividades agrícolas, mineração e produção de energia, vários ecossistemas foram alterados e convertidos em ecossistemas menos diversos, em que mudanças são facilmente observadas, principalmente, em microrganismos e população de plantas (MENG, 2017). Em sua maioria, elementos traços são depositados nos ecossistemas a partir de fontes antropogênicas (que são todos aqueles depositados em solo como resultado direto e indireto de atividades humanas como processos de combustão, incineração e fundição, além de agroquímicos), que são normalmente maiores do que depositadas por fontes naturais litogênicas e pedogênicas (KABATA PENDIAS, 2007; PRASAD, 2008; KABATA PENDIAS, 2011).

Os estudos de Migaszewsk (2005) e Kabata Pendias (2011) indicam que, independentemente das formas dos metais nos solos, a fitodisponibilidade para fontes antropogênicas é significativamente maior que a de origem pedogênica. Por outro lado, a definição das principais fontes de elementos químicos para um dado ecossistema é assunto complexo. No estudo de Oliva e Espinosa (2007), a principal fonte de poluição de Ba, Cu, Ni e Pb foram o tráfego e os fertilizantes, enquanto Cd, Fe, Mn, Ti, e V foram atribuídos a fontes naturais (OLIVA; ESPINOSA, 2007). Atualmente, os metais traços potencialmente mais

perigosos para a biosfera e ecossistemas são Ag, Au, Cd, Cr, Hg, Mn, Pb, Sb, Sn, Te, W e Zn, de acordo com Kabata-Pendias (2011). Contudo, outros elementos químicos como Cu, Ni, Pb, Se, Tl, V, Zn e alguns lantanóides e actinídeos podem apresentar grande risco para a saúde ambiental (KABATA PENDIAS, 2011). Vale ressaltar que U e Th possuem também importância do ponto de vista radiológico, devido ao fato de serem precursores de séries radioativas de grande importância para a proteção radiológica.

2.4.2 Solos urbanos antropogênicos

Antropossolos são solos modificados por meio da atividade humana, especialmente a alteração produzida pela aplicação de fertilizantes orgânicos, cultivo intensivo, disposição de rejeitos e supressão de vegetação, por exemplo (WRB, 2015). Os solos originados de atividades tecnológicas são denominados tecnossolos e, geralmente, foram escavados, transportados e aterrados em algum lugar.

Os tecnossolos são encontrados principalmente em áreas urbanas, industriais, de tráfego, minas e aterros (WRB, 2015). Estes solos são muito susceptíveis à presença de contaminantes (HOWARD, 2017). Como os solos no ambiente urbano geralmente são misturados, com materiais exógenos e compactados, os perfis de solo são modificados, resultando em alta heterogeneidade espacial e vertical. Dependendo do tipo de solo, o limite entre horizontes distintos já é caracterizado por alterações abruptas com relação às propriedades físico-químicas como textura, estrutura, densidade, granulometria, arejamento, condutividade hidráulica, cor, valor de pH e composições químicas. Todavia, em um solo, essas alterações são bastante frequentes, exibindo uma forte descontinuidade litológica dentro dos perfis (FERGUSON, 2017).

Todos os solos em um ambiente urbano são afetados por mudanças ambientais de origem antropogênica tais como temperatura elevada do solo, resultante do efeito de ilha de calor urbana, deposição de fuligem e cinzas de carvão, escoamento contendo efluentes, chuva ácida e alta incidência solar (MEUSER, 2010; HOWARD, 2016). Além disso, podem receber quantidades relativamente altas de elementos químicos tóxicos, compostos de nitrogênio (N) e enxofre (S) por meio da deposição atmosférica seca e úmida (LARCHER, 2004).

Como a estrutura urbana afeta grandemente os fluxos biogeoquímicos, sua dinâmica torna-se altamente variável. Contudo, resultados preliminares sugerem que os efeitos são dependentes de vários padrões ambientais urbanos como presença de áreas verdes, solo e

vegetação e a transferência de elementos entre esses compartimentos (DIAMOND et al, 2000; REES, 2003; GRIMM et al, 2003).

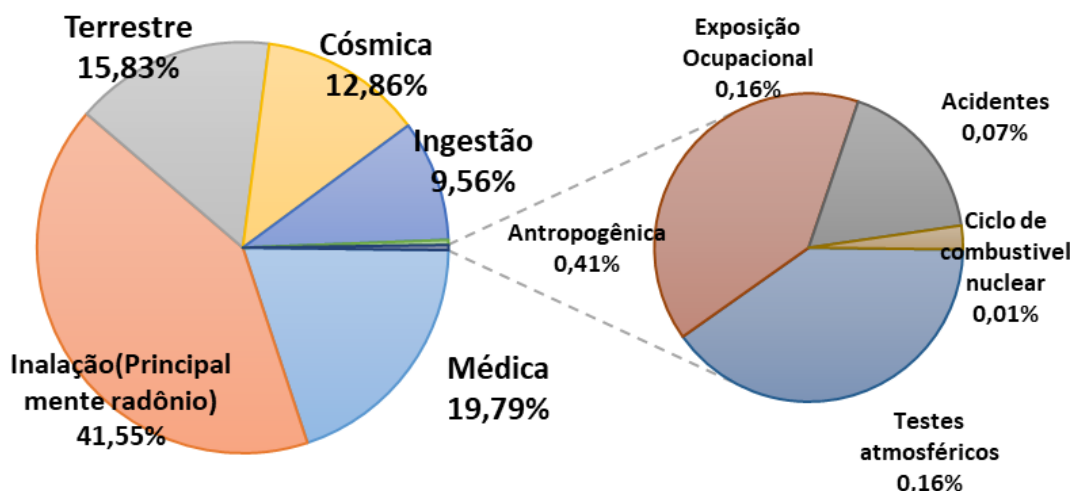
2.4.3 Radioatividade natural

A radioatividade e a exposição à radiação, muitas vezes, são associadas a problemas ambientais gerados por ações antropogênicas como acidentes e explosões nucleares. No entanto, o planeta é radioativo e tem sido desde sua criação (MASARIK, 2009). No ambiente natural, já foram encontrados mais de 340 núclídeos, destes cerca de 80 são radionuclídeos. Todos os núclídeos com números atômicos maiores que 80 têm isótopos radioativos e todos os isótopos de elementos químicos com números atômicos mais pesados que 83 são radioativos (MASARIK, 2009). Estes radionuclídeos podem ser divididos em cosmogênicos, primordiais e antropogênicos, conforme sua origem (SANTO JUNIOR, 2009; PAIVA, 2014). No entanto, atividades humanas como a produção de petróleo e gás, a mineração e combustão de carvão, a produção de energia geotérmica, a água potável e tratamento de águas residuais, a produção de indústrias, o uso de fertilizantes fosfatados e a irrigação podem enriquecer as concentrações de material radioativo natural (IAEA, 2004; DRAGOVIĆ, 2015).

A maior contribuição para exposição externa vem de radionuclídeos presentes em quantidades traço no solo e em materiais de construção como cimento e rochas, como K-40 e radionuclídeos das séries de decaimento do U-238 e Th-232. Estes radionuclídeos naturais estão originalmente contidos nas rochas, sendo constituintes do solo (UNSCEAR, 2008).

Ao avaliar a radioatividade em uma determinada área, fatores que influenciaram sua formação como material de origem, relevo, clima, organismos vivos e o tempo devem ser considerados. As concentrações de atividade desses radioisótopos nos solos podem ser aumentadas por atividades antropogênicas, como a utilização de fertilizantes e a disposição de resíduos, que contenham concentrações relativamente elevadas de isótopos radioativos naturais (CONCEIÇÃO, 2004; JÚNIOR JÁ, 2006; HIROMOTO et al., 2010; CARDOSO, 2012; RIBEIRO, 2016; PAIVA et al., 2016; AMARAL et al., 2018). A contribuição percentual média da dose efetiva anual das fontes naturais e artificiais de radiação (UNSCEAR, 2008; UNSCEAR, 2017) está representada na Figura 4.

Figura 4 - Estimativa global média de exposição do público por diferentes fontes de radiação.



Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2017).

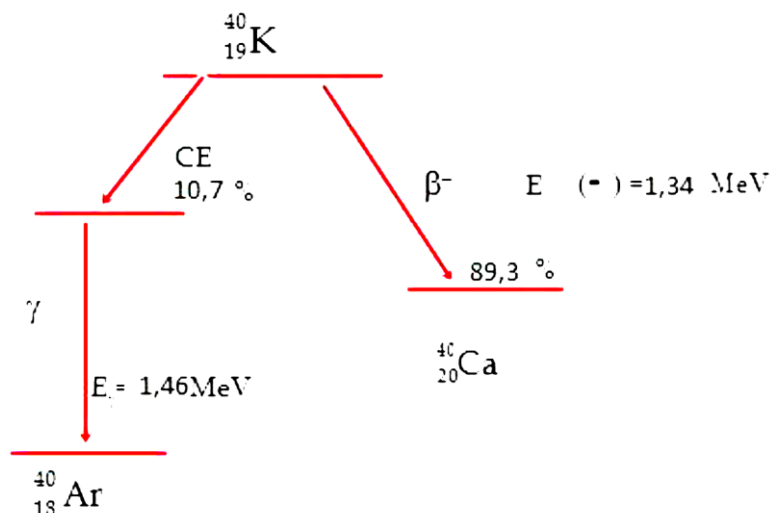
2.4.3.1 Potássio-40

O potássio é o sétimo elemento mais abundante na crosta terrestre e essencial para o metabolismo de diversos organismos vegetais e animais. Seus três isótopos: K-39, K-40 e K-41, apresentam distribuição percentual diferente na natureza 93,1%, 0,0117% e 6,88%, respectivamente (ATWOOD, 2013).

Apenas o isótopo K-40 é radioativo, com meia-vida de $1,25 \times 10^9$ anos e seu decaimento ocorre por quatro possíveis maneiras (Figura 5), em que as duas mais prováveis são (1) emissão de uma partícula β^- , decaindo para Ca-40 estável com probabilidade de 89,3% de ocorrência; (2) por captura eletrônica e emissão gama com energia de 1,46 MeV, decaindo para Ar-40 com probabilidade de 10,6% (BÉ et al., 2010).

Potássio é normalmente encontrado em rochas que contêm feldspato potássico, apresentando um teor máximo de K-40 de 0,14%. Rochas graníticas geralmente contêm concentrações mais elevadas desse radionuclídeo, enquanto as concentrações mais baixas são encontradas em rochas basálticas e sedimentares (DUARTE, 2002; ANJOS et al., 2005).

Figura 5 - Esquema de decaimento radioativo de K-40.



Fonte: adaptado de UMISED (2007).

Nos solos, este radionuclídeo ocorre numa abundância média de 0,018%, ou seja, em cada quilo de solo, há, em média, 2,36 mg deste radionuclídeo (CHIOZZI et al., 2000). A média mundial de concentração de atividade de K-40 em solos é 400 Bq kg^{-1} , com faixa de variação de 140 Bq kg^{-1} a 850 Bq kg^{-1} (UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008).

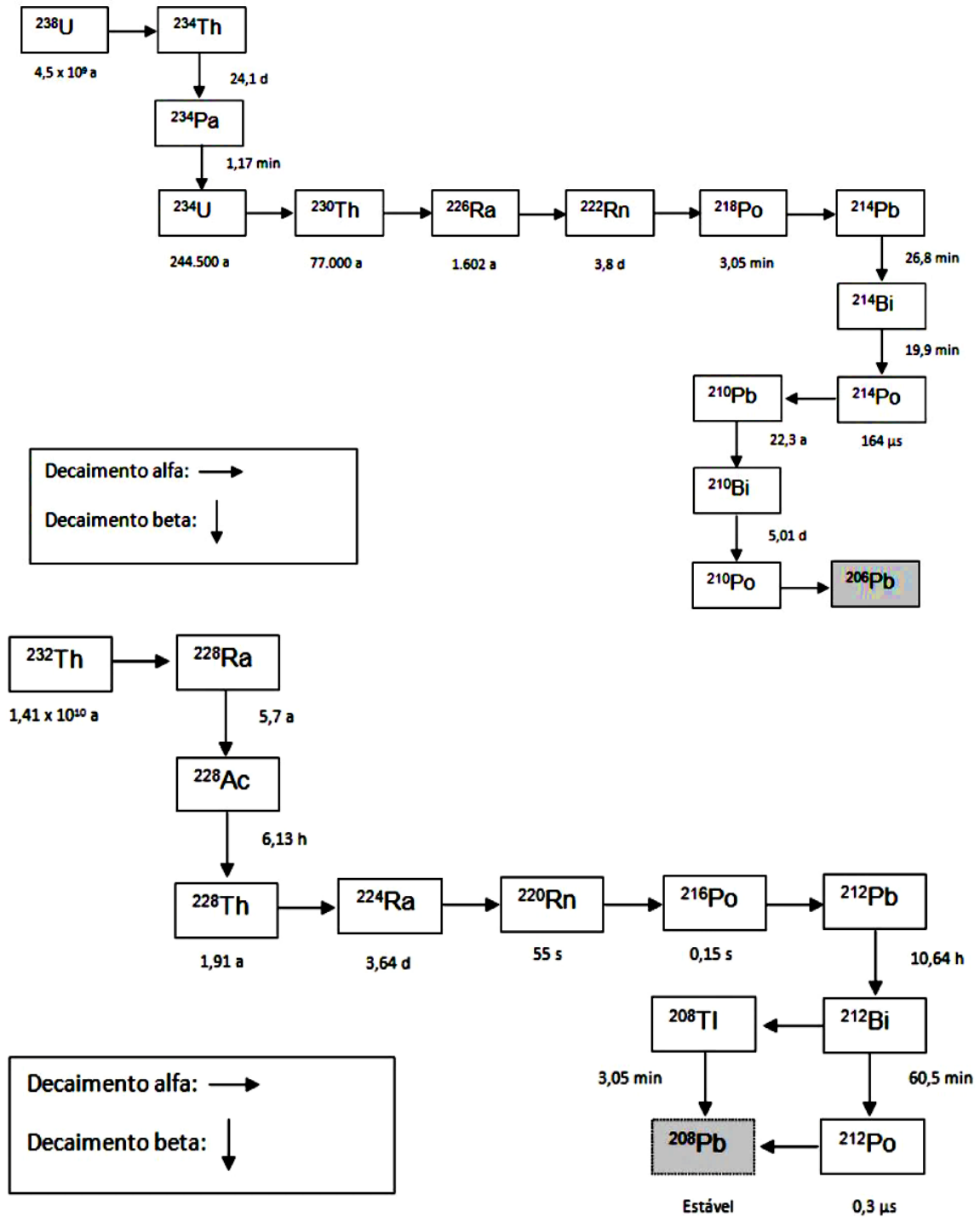
Esse radionuclídeo é responsável por cerca de 60% da dose efetiva total anual devido à ingestão, o que leva a vários estudos de sua concentração em alimentos mesmo não sendo um radionuclídeo com importância do ponto de vista da proteção radiológica (UNSCEAR, 2008). Seu comportamento no corpo humano é igual ao dos isótopos estáveis, concentrando-se nos tecidos musculares, cuja concentração se apresenta constante devido ao equilíbrio homeostático (MELLO, 2018). Por exemplo, em um corpo humano de 70 kg, há, em média, 140 g de K-40, o que corresponde a uma atividade de 4,4 kBq (UNSCEAR, 2008).

2.4.3.2 Isótopos de Rádio

O rádio é um elemento alcalino terroso (grupo IIA da tabela periódica) apresentando quatro isótopos naturais: Ra-223, Ra-224, Ra-226 e Ra-228. Dentre eles, os mais abundantes são Ra-226, emissor de partículas alfa da série de decaimento do U-238, e Ra-228, um emissor de radiação beta da série de decaimento do Th-232 (IAEA, 1990; IAEA, 2014; CARVALHO et al., 2014). As séries radioativas desses radionuclídeos primordiais estão na Figura 6. Sob ponto de vista da proteção radiológica, são os mais importantes, sendo

considerados críticos em virtude de suas meias-vidas longas de 1.622 e 5,7 anos, respectivamente, e de terem o radônio como produto intermediário de decaimento (IAEA, 2014; CARVALHO et al., 2014).

Figura 6 - Séries do Urânio-238 e Tório-232.



Fonte: IAEA (2010).

Rádio está presente, em minerais no solo, alimentos, águas subterrâneas e materiais comuns, incluindo muitos usados na construção (IAEA, 2014; CARVALHO et al., 2014). Sua mobilidade é relativamente elevada no ambiente e dentre os radionuclídeos naturais, são os radioisótopos com maior potencial de transferência entre os diversos compartimentos ambientais (BORGES, 2018).

Devido ao intemperismo, Ra-226 e Ra-228 migram para o solo, sendo transportados como material particulado e depositados como silte ou sedimentos. Ainda, sua fração solúvel pode migrar nas águas superficiais e depositar-se no solo (RIBEIRO, 2016).

De acordo com as semelhanças de comportamento químico entre cálcio e rádio, uma vez no ambiente, os isótopos de rádio podem chegar ao homem por diversas vias, mas a principal é a ingestão de alimentos e água. Essa similaridade está relacionada à proximidade do valor de seus raios atômicos (0,99 Å para Ca e 1,43 Å para Ra), o que possibilita a absorção por vegetais desse radionuclídeo pelo mesmo mecanismo de assimilação de cálcio (ZHANG, 2002). No corpo humano, cerca de 70 a 90% permanecem retido nos ossos e o restante é distribuído uniformemente nos tecidos moles ou excretado (UNSCEAR, 2008; IAEA, 2014; CARVALHO et al., 2014).

O tempo de residência (meia-vida biológica) desse radionuclídeo no corpo humano é significativo: a fração incorporada geralmente diminui para menos de 10% em poucos meses, mas alguma quantidade pode permanecer por toda a vida (UNSCEAR, 2008; IAEA, 2014; CARVALHO et al., 2014). O dano biológico mais severo é o câncer nos tecidos ósseos (BEIR, 1990). Adicionalmente, vários radionuclídeos-filhos de Ra-226 e Ra-228 decaem por emissão de partículas alfa, o que aumenta o risco devido à ingestão destes isótopos (IAEA, 2014; CARVALHO et al., 2014; AMARAL, 2018).

Estudos realizados nos Estados do Nordeste do Brasil e nos solos do arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco, reportaram concentração de ^{226}Ra entre 5 e 550 Bq kg^{-1} (média de 62 Bq kg^{-1}), e de ^{228}Ra entre 10 e 298 Bq kg^{-1} (média de 82 Bq kg^{-1}) (RIBEIRO et al., 2017). Nos solos sob influência do fosforito uranífero de Pernambuco, Paiva et al. (2016), Silva Neto (2017) e Amaral et al. (2018a) encontraram concentração de atividade de ^{226}Ra variando de 14,2 a 240 Bq kg^{-1} . Santos Júnior (2009) cita concentrações de atividade de ^{226}Ra entre 14 e 367 Bq kg^{-1} em solos de uma região anômala do agreste pernambucano. Contudo, há pouca informação sobre a distribuição de isótopos de Ra em solos urbanos da RMR.

2.5 VEGETAÇÃO

Devido a sua plasticidade e características fisiológicas de acumulação, as plantas de uma comunidade estão sendo amplamente utilizadas em projetos de biomonitoração e fitorremediação de diferentes compartimentos ambientais como solo, água e ar (ANSARI et al., 2016).

Embora os mecanismos de seleção biológica e de elementos químicos permitam a algumas plantas e microrganismos, certo controle na sua composição química, essa barreira pode ser um tanto limitada com relação a elementos traços. Portanto, as concentrações destes elementos químicos em plantas são frequentemente correlacionadas com a sua abundância nos meios de crescimento (FRANÇA, 2006).

Todos os seus órgãos podem ser utilizados como raiz, córtex, flor, fruto e folha. Esse último órgão merece destaque, pois a absorção foliar é conduzida por vários fatores, principalmente pelas propriedades superficiais das folhas e deposição de elementos químicos (MARKERT, 2015; CHRABASZCZ et al., 2017).

Elementos químicos absorvidos pelas folhas são parcialmente translocados para raízes e são lixiviados das folhagens pela chuva. Em condições de poluição atmosférica, uma alta proporção de elementos traços pode entrar nos tecidos, possibilitando a sua acumulação direta (FRANÇA, 2006; FRANÇA, 2008; KABATA PENDIA, 2011; FERREIRA, 2016).

Preferencialmente, os estudos de bioacumulação devem privilegiar o sistema solo-planta, pois o substrato de crescimento está diretamente ligado ao processo evolutivo da planta e seus efeitos para o ecossistema são complexos, pois envolvem diversos mecanismos de exposição e condições ambientais de biodisponibilidade (FRANÇA, 2011; MARKERT, 2015; SOUZA, 2015). Diversos fatores são responsáveis pela definição dos valores basais na vegetação tanto em ambientes naturais quanto urbanos. As plantas necessitam de um estoque contínuo de nutrientes para desempenhar suas atividades metabólicas, regulando, assim, seu crescimento.

No ambiente urbano, a vegetação realiza os mesmos processos de uma floresta natural para o crescimento como respiração, fotossíntese e ciclagem de minerais. Porém, ocorrem processos ambientais limitantes ou estressantes relacionado com o desenvolvimento vegetal em meio urbano (MOREIRA, 2010). Por isso, o conhecimento de concentrações de elementos químicos naturais ou valores de referência para vegetação torna-se necessário como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 – Valores e faixas de concentração esperada de elementos químicos (mg kg⁻¹) em plantas proposta por Schüürmann e Markert (1998). Min = mínimo. Max = máximo.

Elemento		Ba	Br	Ca	Ce	Cl	Co	Cs	Eu	Fe	Hf	Hg	K
Limites	Min	10	-	10.000	0,25	2.000	0,02	0,03	0,005	5	0,001	0,005	5.000
	Max	100	40**		0,55	20.000	0,5	0,44	0,015	200	1	0,2	34.000
Elemento		La	Mn	Na	Nd	Rb	Sb*	Sc	Se	Sm	Sr	Th	Zn
Limites	Min	0,15	1	35	0,1	1	0,1	0,01	0,01	0,02	3	0,03	15
	Max	0,25	700	10.000	0,25	50	200	0,2	2	0,04	400	1,3	150

* concentração em µg kg⁻¹

**concentração maior que 40 mg kg⁻¹ indicativo de poluição (KABATA-PENDIAS; KABATA, 1984)

Fonte: Schüürmann e Markert (1998)

A quantidade, o tipo e a forma de absorção dos nutrientes são influenciados pelas próprias espécies vegetais, que limitam as concentrações de um dado elemento químico no tecido (TAIZ, 2010; FERREIRA, 2016). Grande parte destas variações químicas é relacionada com as diferenças funcionais e mobilidade dos elementos químicos no ambiente, muitas vezes, influenciando nos resultados de biomonitoração (MARKERT, 2003; WEISS et al., 2003; FRANÇA, 2006).

2.6 CICLAGEM DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM ÁREAS URBANAS

Os ecossistemas naturais são unidades ambientais funcionais, tendo ciclos de elementos químicos, materiais e fluxo de energia equilibrados. Existe uma inter-relação homeostática e de comunicação entre os compartimentos bióticos e abióticos (KABATA PENDIAS, 2007; FRÄNZLE, 2009; MARKERT, 2015), sendo que a movimentação dos elementos químicos dos compartimentos abióticos para bióticos, a acumulação e resgate durante a senescência na vegetação são relevantes para a manutenção das substâncias químicas no ecossistema.

Diferentemente desses ecossistemas, as áreas urbanas possuem ciclos biogeoquímicos próprios de forma que os fluxos de matéria, de energia e os organismos comportam-se de forma muito singular (REES, 2003). A dinâmica de conversão do solo de florestas para usos urbanos implica em um conjunto complexo de alterações na paisagem natural (PICKETT et al., 2001). As mudanças incluem a construção de estradas, edifícios e infraestrutura civil ou atividades antropogênicas, que podem afetar potencialmente os ciclos biogeoquímicos, como a poluição atmosférica e do solo, emissões de CO₂, mudança de microclima e introduções de espécies exóticas de plantas e animais (REES, 2003).

Em áreas urbanas, o efeito líquido de tais fatores, mesmo que localmente, é análogo às previsões de mudança ambiental global. O efeito de superfícies impermeáveis nos processos ecossistêmicos exerce uma grande influência nos ciclos biogeoquímicos e seus efeitos devem ser considerados (GRIMM et al., 2003). Um sistema urbano totalmente projetado tem caminhos que separam ou desconectam totalmente os fluxos de material e compartimentos do ecossistema. Essa desconexão trava o sistema biológico, o que diminui sua capacidade de tamponar as mudanças na água, nutrientes e entrada e saída de contaminantes (DIAMOND et al., 2000).

Em algum momento, todas as vias projetadas fluem para sistemas, por exemplo, saídas de tratamento de esgoto, emissões de usinas elétricas, escoamento de águas pluviais e efluentes domésticos e industriais. Todos esses sistemas têm importantes efeitos sobre a entrada de matéria e energias nos ecossistemas (BAND et al., 2004).

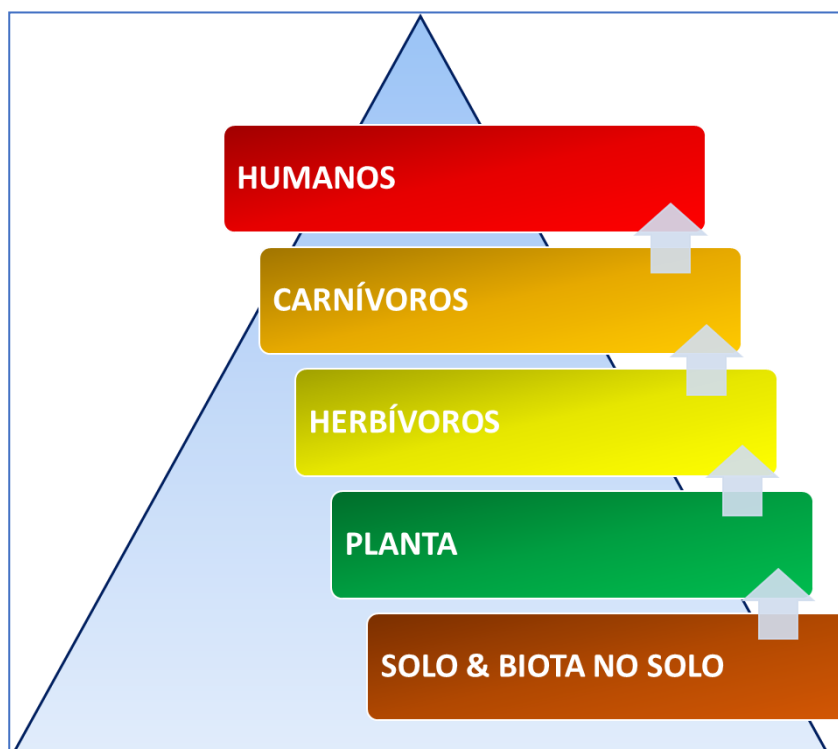
Ambientes urbanos geralmente apresentam as concentrações e fluxos de deposição de substâncias químicas atmosféricas mais altos (GATZ, 1991). Muitos poluentes atmosféricos urbanos são provenientes da combustão de combustíveis fósseis e emissões industriais como óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre, metais e vários produtos químicos orgânicos (SEINFELD, 1989; WONG et al., 2004). A capacidade dos ecossistemas de assimilar produtos químicos da atmosfera está correlacionada com a área e densidade foliar das plantas e, principalmente, o solo (LARCHER, 2004).

2.6.1 Transferência de elementos químicos no sistema solo-planta

As concentrações de elementos traços em plantas, muitas vezes, apresentam uma correlação positiva relacionada com a abundância destes elementos químicos no ambiente de crescimento (FRANÇA, 2006; FERREIRA, 2016; NETO, 2015).

A avaliação da transferência de elementos químicos em ecossistemas urbanos como praças e parques atualmente é uma ferramenta indispensável para o fornecimento de informações sobre a qualidade ambiental (FERREIRA, 2016). A maioria dos elementos químicos é proveniente da sua transferência na cadeia trófica, que pode ser observada de forma esquemática na Figura 7.

Figura 7 - A transferência de elementos químicos terrestre na cadeia trófica.



Fonte: Modificado de Kabata-Pendias (2011).

Nessa perspectiva, os compartimentos ecológicos mais relevantes para o estudo da ciclagem de elementos químicos em ambientes urbanos são o solo e a vegetação (FRANÇA, 2006). Fatores de transferência solo-planta podem ser usados para estabelecer parâmetros de fitossanidade em áreas verdes urbanas, pois alguns elementos traços como Cu, Fe, Mn, Mo e Zn desempenham um papel fundamental no metabolismo de plantas e são constituintes de várias enzimas (MARKERT, 2003; FRANÇA, 2006; MARKERT, 2015).

A captação média de elementos químicos e o enriquecimento em seus tecidos podem ser avaliados pela razão entre as concentrações dos elementos químicos no vegetal e nos solos. Essa razão é conhecida como Coeficiente de Absorção Biológica (BAC), ou Índice de Bioacumulação (IBA) e/ou fator de transferência (FT) (KABATA PENDIAS, 2010). Os valores desses índices diferem altamente para diferentes espécies vegetais e para os elementos químicos (MARKERT, 1994; FRANÇA, 2006; KABATA PENDIAS, 2007; KABATA PENDIAS, 2011; FERREIRA, 2016).

Geralmente, as diferenças quantitativas entre as quantidades de elementos traços e excessos em organismos são muito pequenas, o que resulta em uma grande complexidade com respeito ao equilíbrio adequado entre traços e elementos químicos essenciais (KABATA PENDIAS, 2001).

A determinação de elementos químicos em áreas verdes urbanas associada ao conhecimento das concentrações disponíveis no solo e a relação de transferência solo-planta são ferramentas importantes para a definição de estratégias visando à monitoração ambiental, restauração e fitorremediação dos ecossistemas urbanos (ARAUJO, 2009; NETO, 2015).

2.6.2 Bioindicação e Biomonitoração

Em condições naturais, ecossistemas, biocenoses, populações e organismos são influenciados por numerosos fatores de estresse bióticos e abióticos, tais como flutuações no clima, radiação solar e suprimento de nutrientes, relações predador-presa, parasitismo e doenças e competições intra e interespecíficas (RICKLEFS, 2010; TAIZ et al., 2017). Este estresse é vital em todos os níveis de organização, pois sem a capacidade de reagir a fatores adversos, nenhum desenvolvimento das espécies e do ecossistema seria possível (MARKERT, 1998; FRANÇA, 2006). Essa dinâmica acontece dentro de longas épocas geológicas e evolutivas com estressores constantes, permitindo que as espécies possam se adaptar às mudanças nas condições ambientais (SCHLESINGER et al., 2013).

Todavia, por meio de atividades antropogênicas nos últimos séculos, essas mudanças no ambiente alcançaram uma nova dimensão em termos de velocidade, quantidade e complexidade de substâncias novas que não existiam anteriormente no ambiente, excedendo a capacidade de tolerância dos organismos (MARKERT, 1999; MARKERT, 2015). Por isso, espécies vegetais e animais passam a responder de diversas formas a esses impactos antropogênicos, sendo que estudos de monitoração ambiental podem ser desenvolvidos a partir da aplicação de alguns organismos como:

- Bioindicador. É um organismo, parte dele ou uma comunidade que contém informações sobre a qualidade do ambiente, normalmente associado à ausência de espécies de plantas ou animais devido à sensibilidade aos impactos ambientais,
- Biomonitor. É um organismo, parte dele ou uma comunidade que contém informações sobre os aspectos quantitativos da qualidade do ambiente.
- Biomonitoração ativa: quando biomonitores são expostos de forma padronizada por um período e após análise desses organismos é possível inferir a qualidade ambiental do local monitorado (Figura 7A),
- Biomonitoração passiva: os organismos que já ocorrem naturalmente no ecossistema são analisados e os resultados obtidos permitem a avaliação quantitativa da qualidade

ambiental de determinada área como mostra a Figura 7B (BREURE,et al., 2003; WEISS et al., 2003; MARKERT, 2003).

Figura 8 - Exemplo de biomonitores. A) Biomonitor ativo preparado com talos de *Cladonia verticillaris* para a monitoração de poluição atmosférica B) Exemplo de biomonitoração passiva a partir de coleta de vegetação (folhas) em praças e parques com espécies existentes nos ecossistemas.



**A) Biomonitor ativo –
*Cladonia verticillaris***



B) Biomonitor passivo - vegetação

Fonte: Santos (2016); O autor.

É importante conhecer os caminhos pelos quais os organismos acumulam elementos químicos, cujos mecanismos contribuem para o processo de bioacumulação, dependendo das espécies e interações entre os organismos e o ambiente:

- Bioconcentração. Corresponde à absorção direta de substâncias do ambiente físico por meio de tecidos ou órgãos, incluindo os órgãos respiratórios. Esse é o principal mecanismo de acumulação nas plantas e ocorre, principalmente, pelas raízes e folhas. A bioconcentração também desempenha um papel importante em animais aquáticos e nos invertebrados do solo (BREURE et al., 2003; MARKERT, 2003).
- Biomagnificação. É o termo utilizado para a absorção das substâncias a partir de nutrientes através do epitélio dos intestinos. É, portanto, limitado a organismos heterotróficos, sendo o caminho de contaminação mais significativo para muitos animais terrestres, exceto no caso de metais que formam compostos altamente voláteis por exemplo, Hg, As e são absorvidos a partir de via respiratória por exemplo, traqueia e pulmões.

Cada vez mais a investigação florística, faunística e biocenótica vem sendo desenvolvida em diversas vertentes e novos métodos vêm sendo introduzidos como instrumentos de monitoração, que podem ser utilizados em ecossistemas naturais e urbanos (WEISS et al., 2003; MARKERT, 2003; FRANÇA, 2006; THOMAS et al, 2016). Isso é possível devido à aplicação de técnicas analíticas multielementares, que permitem a avaliação de diversos elementos químicos, simultaneamente.

2.7 TÉCNICAS ANALÍTICAS MULTIELEMENTARES

Atualmente, as novas demandas de análises ambientais para a avaliação de qualidade ambiental causada pela poluição do ambiente com elementos traços gerou a necessidade de desenvolver métodos analíticos sensíveis, rápidos, eficazes e confiáveis. Diversas técnicas analíticas como a Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-MS) conforme o trabalho realizado por Silva Filho (2018), a Espectrometria de Absorção Atômica com Chama (FAAS) e com Forno de Grafite (GFAAS) de acordo com o estudo de Nascimento (2019) e a Espectrometria Gama de Alta Resolução (EGAR) aplicada à quantificação de radionuclídeos naturais (PAIVA et al., 2016) podem ser aplicadas para analisar e monitorar simultaneamente diversos elementos químicos e radionuclídeos em amostras ambientais, alimentos e tecidos vegetais e animais (FRANÇA, 2006; MÉLO, 2014; SILVA NETO, 2015; FERREIRA, 2016; SANTOS, 2016).

Mesmo com a aplicabilidade garantida das técnicas analíticas, há a necessidade de garantir a comparabilidade dos resultados para a adoção de padrões de referência para estudos ambientais. Para técnicas analíticas destrutivas, as comparações quantitativas de dados analíticos para solos, plantas e tecidos animais são muitas vezes difíceis devido a diferentes preparações químicas para amostras (por exemplo, abertura de amostras em micro-ondas com ácido nítrico, incineração com água régia e digestão total com ácido fluorídrico). Porém, esse também é um desafio para técnicas não destrutivas, pois a qualidade do procedimento analítico influencia os resultados (MARKERT, 1996; KABATA-PENDIAS, 2007).

Portanto é clara a necessidade de melhorar a qualidade e confiabilidade dos dados analíticos, ou seja, analisando a mesma amostra várias vezes por métodos mutuamente independentes ou em laboratórios diferentes ou usando materiais de referência certificados com uma composição química bem definida (MARKERT, 1996), surgindo então os chamados padrões internos ou materiais de referência. O primeiro foi concebido e desenvolvido por Bowen (1979) e reconhecido como "couve de Bowen" (MARKERT, 2015).

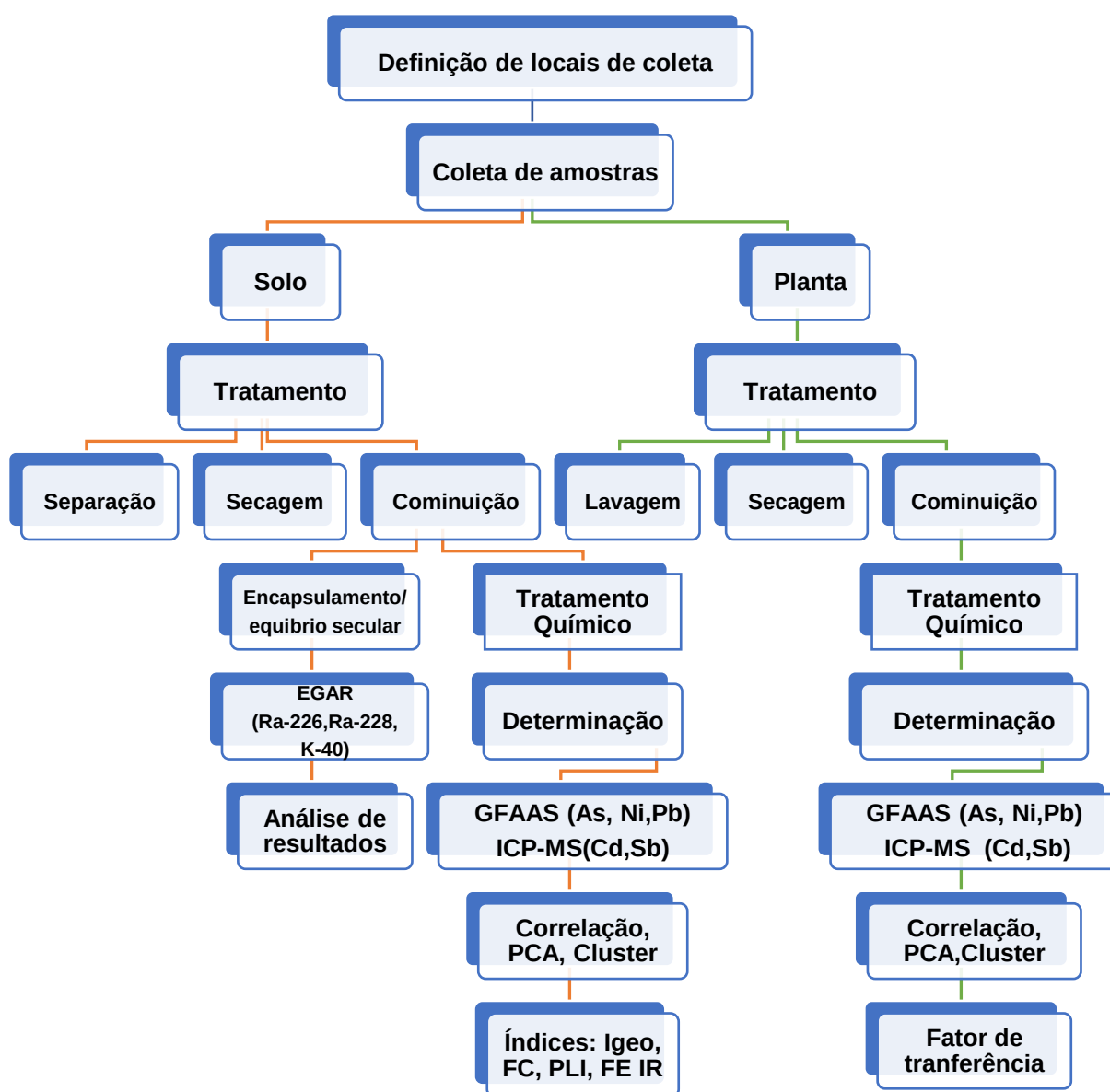
Estes materiais de referência de “primeira geração” destinados para uso em análises químicas foram substituídos pelos de “segunda geração” produzidos principalmente por organizações internacionais como a *Bureau Communautaire de Référence* (BCR), a Agência de Energia Atômica (AIEA) e o *National Institute of Standards and Technology* (NIST).

Esses materiais de referência são semelhantes à matriz original, porém adequados para a padronização por conta dos métodos aplicados em sua preparação para evitar a contaminação (FRANZ, 2009; MARKERT, 2015). Felizmente, a garantia da qualidade do procedimento analítico e o uso de materiais de referência diminuem as incertezas dos dados analíticos, aumentando o nível metrológico das técnicas multielementares, assim como favorecem a comparabilidade dos estudos de monitoração ambiental.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo visa a avaliação dos compartimentos solo e vegetação para a monitoração ambiental de elementos químicos e radionuclídeos em praças e parques da Região Metropolitana do Recife. O fluxograma das etapas realizadas encontra-se na Figura 9.

Figura 9 – Fluxograma das etapas envolvidas no projeto de monitoração da qualidade ambiental em praças e parques da RMR.



Fonte: O autor

3.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

A RMR é constituída pelos municípios de Jaboatão dos Guararapes, Olinda, Paulista, Igarassu, Abreu e Lima, Camaragibe, Cabo de Santo Agostinho, Goiana, São Lourenço da Mata, Araçoiaba, Ilha de Itamaracá, Ipojuca, Moreno, Itapissuma e Recife. Possui uma população de aproximadamente 4.050.000 habitantes com a maior concentração demográfica em Recife e Paulista, além das cidades Jaboatão dos Guararapes e Olinda (IBGE, 2017).

O clima é do tipo As, de acordo com a classificação de Köppen, ou seja, tropical chuvoso com verão seco e estação chuvosa adiantada para o outono antes do inverno. A precipitação média anual alcança aproximadamente 2.000 mm com temperaturas médias de 25°C (IBGE, 2017). O desenvolvimento da presente proposta de pesquisa ocorreu em 6 praças e parques da RMR (Tabela 5).

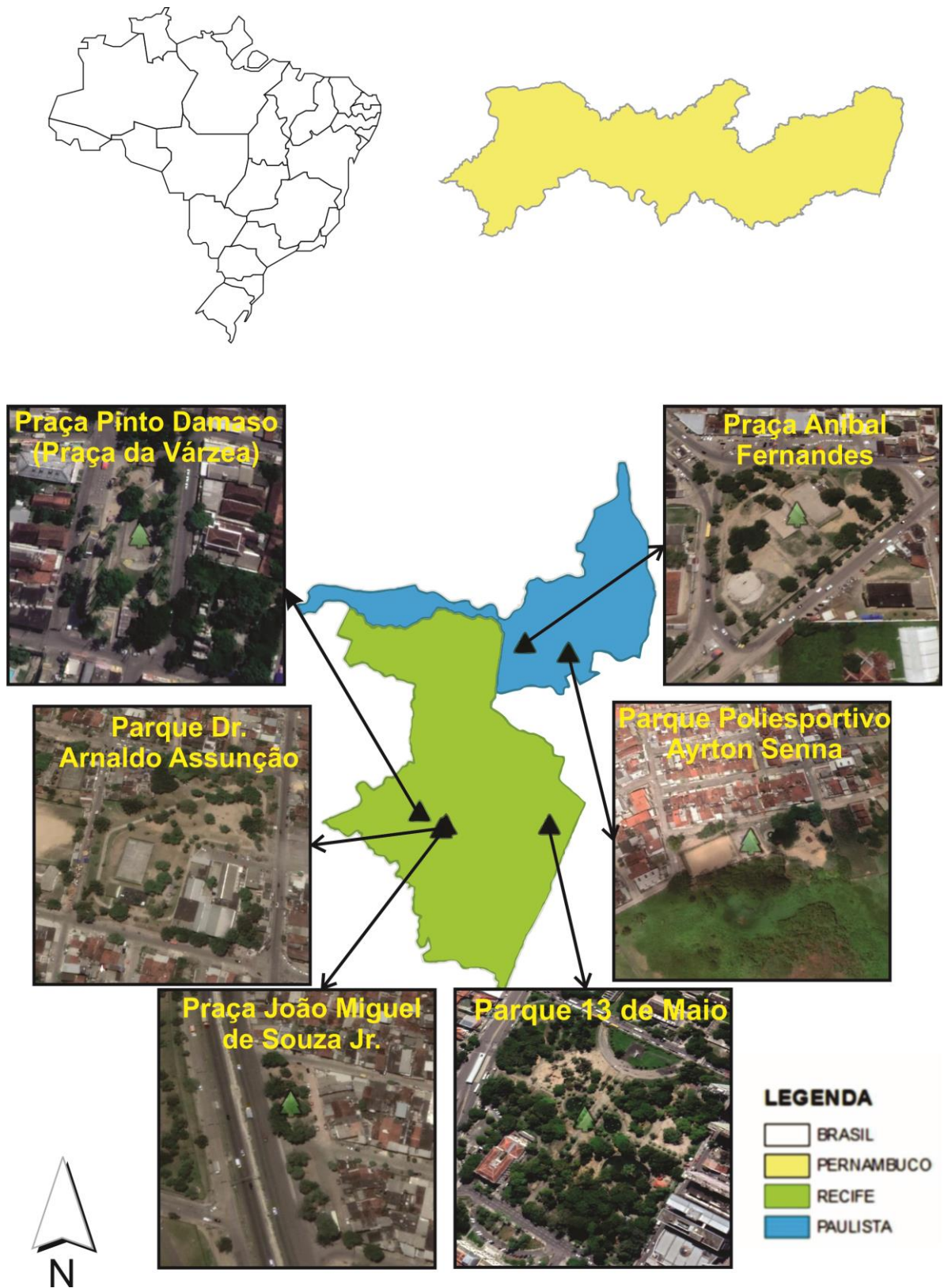
Tabela 5 – Coordenadas geográficas dos parques e praças da RMR e Paulista selecionados para a monitoração ambiental.

Município	Parques e Praças	Nome	Local	Latitude	Longitude
Recife	Parque 13 de Maio	Parque 13 de Maio	R. Mamede Simões, 111 – Boa Vista	8°03'23"S	34°52'52"O
	Praça Pinto Damaso	Praça da Várzea	Av. Afonso Olindense, S/N – Várzea	8°02'56"S	34°57'34"O
	Parque Dr. Arnaldo Assunção	Parque do Engenho do Meio	R. Antônio Borges Uchôa, S/N - Engenho do Meio	8°03'27"S	34°56'34"O
	Praça João Miguel de Souza Junior	Praça do Engenho Meio BR-101	R. Dom João Moura, S/N - Engenho do Meio	8°03'32"S	34°56'45"O
Paulista	Parque Poli Esportivo Ayrton Senna	Parque de Paulista	R. Matias de Albuquerque, S/N - Vila Torres Galvão	7°57'20"S	34°52'15"O
	Praça Aníbal Fernandes	Praça de Jardim Paulista	Av. Min. Marcos de Barros, S/N - Freire	7°56'59"S	34°53'46"O

Fonte: O autor

Os espaços públicos monitorados foram selecionados de acordo com a proximidade a possíveis fontes de elementos químicos tóxicos como rodovias com intenso tráfego de veículos e radionuclídeos naturais, associados a locais com afloramento do fosforito uranífero (SOUZA, 1999). Ocorreu a seleção de aproximadamente 30 pontos de amostragem em cada uma dessas áreas conforme a Figura 10, além de apresentarem diversas estruturas que sejam atrativas para a população local:

Figura 10 – Áreas de estudo referentes a parques e praças da RMR.



Fonte: O autor

- A escolha do Parque 13 de Maio foi impulsionada pelo grande fluxo de usuários e por apresentar a maior área verde da região central do Recife com 6,9 hectares. Além de ser o primeiro Parque Urbano do Recife, possui parque infantil, academia da cidade, pista de corrida e minizoológico. As imagens do Parque 13 de Maio estão presentes no Apêndice 1, enquanto os pontos amostrais estão no Apêndice 2.
- A Praça Pinto Damaso é tradicionalmente conhecida como Praça da Várzea. Burle Marx, em 1936, concebeu o primeiro projeto de ajardinamento da praça, cujo cenário foi dominado pelas imponentes palmeiras imperiais, existentes no local e características dos jardins das casas de engenho. Apresenta brinquedos em concreto, quadra poliesportiva, espaço de convivência para jogos de mesa, academia de musculação ao ar livre e parada de ônibus na calçada como pode ser observado no Apêndice 3. Os pontos amostrais estão no Apêndice 4.
- O Parque Arnaldo Assunção foi inaugurado em 1987 com uma área de 2,4 hectares sendo um dos principais locais de lazer da Zona Oeste. Conta com quadra de futebol que se interliga com a área de playground, contendo ainda alguns equipamentos de ginástica do programa de academia da cidade e áreas de lazer com mesas e bancos. Além do campeonato de futebol, são desenvolvidas atividades comunitárias como missa campal no período natalino, sendo ainda bastante utilizado diariamente, no início da manhã e à noite, para o desempenho da atividade de corridas, reunindo grande número de moradores do local. Árvores de médio a grande porte - sombreiros, acácias e palmeiras - delineiam e acompanham a pista de corrida e as áreas de lazer, criando sombras e variedade no seu espaço (Apêndice 5). Os pontos amostrais estão no Apêndice 6.
- A Praça João Miguel de Souza Junior foi selecionada devido a sua proximidade com a BR-101, em que se observa um grande fluxo de veículos de pequeno, médio e grande porte. Além de contar com terminal de ônibus com grande fluxo de usuários, apresenta vegetação de grande porte. Sua estrutura não conta com equipamentos de lazer (Apêndice 7), sendo a menos atrativas das praças para a prática de atividades ao ar livre. Os pontos amostrais constam do Apêndice 8.
- O Parque Poli Esportivo Ayrton localizado em um ponto mais ao norte de Paulista, apresenta quadra de futebol, área de playground, contendo ainda alguns equipamentos de ginástica, áreas de lazer com mesas e bancos e pista de corrida bastante utilizada diariamente, no início da manhã e à noite, reunindo grande número de moradores locais.

Sua área é amplamente arborizada com árvores de médio a grande porte, que delineiam e acompanham a pista, criando sombras. Há também a presença de animais silvestres no entorno conforme mostra o Apêndice 9. Os pontos amostrais estão mostrados no Apêndice 10.

- A Praça Aníbal Fernandes localizada no centro do Município de Paulista apresenta quadra poliesportiva, área de playground e pista de skate. Conta com alguns equipamentos de ginástica, áreas de estar com mesas e bancos, pista de corrida bastante utilizada, reunindo grande número de moradores locais. Sua área é amplamente arborizada com árvores de médio a grande porte, que delineiam e acompanham a pista como observado no Apêndice 11. Os pontos amostrais estão mostrados no Apêndice 12.

3.2 AMOSTRAGEM E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

Com um prévio levantamento florístico nas praças e parques da RMR, foram selecionadas as árvores mais representativas do paisagismo local. Para possibilitar a avaliação da transferência de elementos químicos no sistema solo-planta, os solos foram amostrados de forma composta (5 pontos de coleta por amostra; massa de 50 g cada) com auxílio de sonda de amostragem na profundidade de 0-15 cm abaixo da projeção das copas das árvores anteriormente selecionadas.

As amostras de solo foram secas em estufa de circulação forçada à 60°C e cominuídas em almofariz e pistilo de porcelana para obtenção de partículas menores que 80 µm. Após o tratamento, as amostras foram também armazenadas em sacos previamente descontaminados do tipo “fecha fácil” de polietileno Vabene® para posterior tratamento. Foram selecionadas árvores distribuídas uniformemente em toda área das praças e parques (Apêndices 2, 4, 6, 8, 10 e 12), levando em consideração a diversidade de espécies presentes no local. Os indivíduos selecionados com perímetro à altura do peito-PAP superior a 15 cm foram marcados numericamente, identificados e georreferenciados com auxílio de equipamento de posicionamento global - GPS.

Das copas das árvores, foram coletadas aproximadamente 500 g de folhas nos terços médios de cada espécie arbórea com uso de tesoura de alto-poda, sendo amostradas, em média, 30 árvores em cada área verde urbana monitorada. As amostras de folhas foram lavadas em água corrente e água destilada, secas em estufa de circulação forçada de ar à 60°C até peso constante (pesagens sucessivas menores que 0,01 g) e cominuídas em moinho de bolas

(material: coríndon sintetizado) até 80 μm . As amostras foram armazenadas em sacos do tipo “fecha fácil” de polietileno Vabene® (Figura 11) para o tratamento químico de acordo com a técnica analítica a ser empregada. A Tabela 6 mostra a quantidade de árvores e o quantitativo de amostras de solos e folhas analisadas para cada praça ou parque selecionado para esse estudo, assim como a data de coleta das amostras.

Figura 11 – Embalagens plásticas descontaminadas para o armazenamento das amostras de folha e solo.



Fonte: O autor

Tabela 6 – Quantidade de árvores referentes ao número de amostras de solos e folhas e a data de coleta nos parques e praças estudados.

Local	Nome	Data	Amostras de solo	Amostras de folhas
Parque 13 de Maio	Praça 13 de Maio	13/02/2017	26	26
Parque Dr. Arnaldo Assunção	Parque do Engenho do Meio	20/04/2017	18	18
Praça Pinto Damaso	Praça da Várzea	03/05/2017	15	15
Praça João Miguel de Souza Junior	Praça do Eng. Meio BR-101	03/05/2017	9	9
Praça Aníbal Fernandes	Praça de Paulista	07/08/2017	21	21
Parque Poli Esportivo Ayrton Senna	Parque de Jardim Paulista	09/08/2017	20	20

Fonte: O autor

3.3 ANÁLISES QUÍMICAS E RADIOMÉTRICAS

Todas as amostras coletadas foram submetidas a procedimentos de preparação (secagem e cominuição), de acordo com a técnica analítica utilizada. Foram realizadas análises não destrutivas por Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR para a quantificação de radionuclídeos naturais nos solos. Após o tratamento químico das amostras de solos e folhas, foram realizadas as análises por Espectrometria de Massa por Plasma Acoplado Indutivamente – ICP-MS para a quantificação de Cd e Sb e a Espectrometria de Absorção Atômica Forno Grafite – GFAAS para a determinação de As, Ni e Pb nas amostras de solo e folhas.

3.3.1 Espectrometria Gama de Alta Resolução EGAR

A Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR é uma técnica analítica nuclear bastante utilizada na identificação e quantificação de radionuclídeos, principalmente de matrizes ambientais, que geralmente possuem baixas concentrações de atividade. Uma das principais vantagens dessa técnica é não ser um método destrutivo, embora seja menos sensível que outros métodos tradicionais que envolvem a preparação química com ácidos e a utilização de traçadores (RÓDENAS et al., 2003).

Porções-teste de aproximadamente 30 g das amostras de solos cominuídas foram transferidas para recipientes de poliestireno com geometria padrão do SEAMB (3 cm de altura e 1,4 cm de raio) como mostra a Figura 12. Para o controle da qualidade do procedimento analítico, porções-teste (massa aproximada de 20 g) dos materiais de referência IAEA 312 ^{226}Ra , *Th and U in soil* e IAEA 314 *Ra, U and Th in sediment*, fornecido pela Agência Internacional de Energia Atômica - AIEA, foram analisadas com as amostras. Todos os recipientes foram vedados com selante à base de silicone e acomodados em caixas organizadoras, para que fosse estabelecido o equilíbrio secular após 21 dias posteriormente serem quantificadas.

Figura 12 – Amostras de solo encapsuladas.



Fonte: O autor

A quantificação dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 foi realizada empregando-se um detector de Germânio Hiper-puro (HPGe) da Canberra®, modelo GC3018, resolução de 1,6 keV no fotopico de 1,33 MeV do ^{60}Co . A medição da radioatividade natural para amostras de solos foi realizada por 80.000 segundos e, para o branco analítico, 200.000 segundos (PAIVA et al., 2016). As concentrações de atividade foram calculadas pelo programa de computador Genie da Canberra® (Figura 13), utilizando-se de curva de eficiência semi-empírica obtida a partir da dopagem de padrão geológico interno. Detalhes da metodologia de análise por EGAR podem ser consultados em Paiva et al. (2016).

Figura 13 – Sistema de EGAR com detector HPGe utilizado para a determinação de radionuclídeos naturais.



Fonte: O autor

Com o sistema de detecção empregado, pode-se determinar simultaneamente a atividade de vários radionuclídeos (Tabela 7). Para cada radionuclídeo em estudo, avaliaram-se as melhores energias de raios gama de acordo com os resultados da qualidade do procedimento analítico, em primeira instância, seguido pelas maiores probabilidades gama e, finalmente, a congruência entre os resultados. Aos dados da concentração de atividade de Ra-226, Ra-228 e K-40, foram aplicados os cálculos de Índice Alfa, Índice Gama, Taxa de Dose Gama Absorvida e Dose Efetiva Anual conforme recomendações da *European Commission* (1999).

Tabela 7 - Principais linhas de energias de raios gamam utilizadas para os cálculos de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 em amostras de solo de parques e praças da RMR.

Nuclídeo	Energia (keV)	Probabilidade gama (%)
Bi-212 (Th-228)	727	6,27
Pb-212 (Th-228)	238	43,6
Pb-214 (Ra-226)	295	18,42
Pb-214(Ra-226)	351	35,6
Ac-228 (Ra-228)	911	25,8
Ac-228 (Ra-228)	968	15,8
K-40	1461	10,66

Fonte: Poggi (2016).

3.3.2 Tratamento químico de amostras para GFAAS e ICP-MS

As amostras de solo foram preparadas e analisadas com os brancos analíticos e os materiais de referência certificados SRM-2709a *San Joaquin Soil* e SRM-2710a *Montana I Soil*, produzidos pelo *National Institute of Standards and Technology* - NIST. O protocolo analítico utilizado foi baseado no método de digestão USEPA 3051a, sendo suas etapas procedimentais descritas a seguir:

- ✚ Porções-testes de aproximadamente 0,1 g das amostras foram pesados e transferidos para tubos de Teflon;
- ✚ 12 ml de HNO₃ (ácido nítrico) concentrado p.a (~65%) destilado foi adicionado para a pré-solubilização das amostras;
- ✚ A solução foi mantida em banho-maria à 80°C e ultrassom por 30 minutos para a pré-digestão das amostras;

- ✚ Em seguida, os tubos foram direcionados ao forno micro-ondas modelo MARSXpress da CEM (Figura 14-A) à 175°C, com uma rampa de temperatura de programada para 15 minutos e 5 minutos de permanência nessa temperatura;
- ✚ Após o período de resfriamento de aproximadamente duas horas, as amostras foram filtradas e acondicionadas em tubos falcon (Figura 14-B),
- ✚ O volume final das amostras foi completado até 20 ml por meio da adição de água ultrapura (resistividade de $18,2 \text{ M}\Omega \times \text{cm}$ à 25°C). Os tubos com as soluções obtidas foram armazenados em geladeira até a realização das análises químicas.

Figura 14 – Tratamento químico de amostras A. Forno digestor MARSXpress da CEM. B. Filtração de amostra nos tubos Falcon.



Fonte: O autor

As amostras de folhas, brancos analíticos e os materiais de referência certificados NIST-SMR-1515 *Apple Leaves* e NIST-SMR-1573a *Tomato Leaves*, produzidos pelo NIST, foram submetidos aos mesmos procedimentos de tratamento e análise. O procedimento utilizado é descrito a seguir:

- ✚ Porções-testes de aproximadamente 0,5 g de amostras de folhas foram transferidas para tubos de teflon;
- ✚ Foi adicionado 12 ml de HNO_3 (ácido nítrico) concentrado p.a (~65%) destilado para evitar possíveis contaminações;
- ✚ Posteriormente, os tubos foram transferidos para o sistema digestor de amostras modelo DGT 100 Plus da Provecto Analítica (Figura 15) com uma programação de potência de 220 W por 5 minutos para a pré-digestão, aumentando-se para 430 W por 10 minutos, seguido de resfriamento por 10 minutos (potência de 0 W);

- ✚ Após 30 minutos aproximadamente, as amostras foram filtradas e acondicionadas em tubos falcon (Figura 14-B),
- ✚ O volume final de 15 ml foi completado com água ultrapura e as soluções das amostras, materiais de referência certificados e brancos analíticos foram acondicionadas em geladeira até a realização das análises químicas

Figura 15 – Sistema digestor de amostras modelo DGT 100 Plus da Provecto Analítica.



Fonte: O autor

3.3.3 Análises por GFAAS

A quantificação dos elementos químicos As, Ni e Pb nas amostras de solos, folhas, materiais de referência e brancos analíticos foi realizada por meio do equipamento espectrômetro de absorção atômica VARIAN AA240Z com forno de grafite GTA 120 (Figura 16) em triplicata, utilizando a solução-padrão Merck para a obtenção de curva analítica de acordo com elemento químico a ser analisado.

Figura 16 - Espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN AA240Z (Zeeman) com forno de grafite GTA 120.



Fonte: O autor

As análises foram realizadas conforme às condições explicitadas na Tabela 8 para o comprimento de onda (nm), o modificador de matriz, o volume das amostras e a temperatura de atomização. Detalhes do procedimento analítico podem ser consultados em Nascimento (2019).

Tabela 8 - Parâmetros utilizados nas análises por GFAAS.

Analito	Comprimento de onda (nm)	Modificador de matriz	Amostra (µL)	Temperatura (°C)
As	193,7	Ácido ascórbico; solução de Pd	18	2600
Ni	352,5	-	12	2400
Pb	283,3	-	12	2100

Fonte: Agilent Technologies (2012).

3.3.4 Análises por ICP-MS

O equipamento NexION 300 ICP-MS, PerkinElmerSCIEX (Figura 17) foi empregado na análise de soluções das amostras, materiais de referência e brancos analíticos para a determinação de Cd e Sb.

Figura 17 - Equipamento NexION 300, PerkinElmerSCIEX, a ser empregado para determinação de Cd e Sb em solos e folhas por ICP-MS.



Fonte: O autor.

Assim como ocorreu para as análises químicas por AAS, foram empregados soluções-padrão Merck para a obtenção das curvas analíticas entre 0 e 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. Antes das análises químicas, foi realizada a otimização das configurações do espectrômetro, empregando-se solução contendo 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Be, Ce, Fe, In, Li, Mg, Pb e U, para a definição de potência, fluxo do gás de nebulização, fluxo do gás auxiliar, fluxo do gás refrigerante, temperatura de resfriamento, temperatura de aquecimento, potencial de viés do quadrupolo e voltagem do multiplicador (Tabela 9). Simultaneamente, foi realizada a verificação da razão CeO/Ce, cujo valor não ultrapassou 2,5%. Detalhes da metodologia podem ser consultados em Silva Filho (2018).

Tabela 9- Condições operacionais do ICP-MS durante as análises químicas.

Parâmetros	Valores
Fluxo de gás do nebulizador	1,095 L min ⁻¹
Fluxo de gás auxiliar	1,20 L min ⁻¹
Gás do plasma	18,00 L min ⁻¹
Potência do ICP RF	1470 W
Tensão da fase analógica	-1642 W
Tensão da fase de pulso	848 V
Leitura/varredura	60
Leituras	1
Replicatas	3
Detector	Analógico
Modelo de digitalização	Altura do pico

Fonte: O autor.

Após as quantificações dos analitos, os resultados de concentração de elementos químicos foram compilados em planilha Excel da Microsoft para o cálculo das concentrações em mg kg⁻¹ e estimativa das incertezas analíticas associadas aos resultados.

3.3.5 Incertezas analíticas

Incerteza analítica é o parâmetro associado ao resultado de uma medição, que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser atribuídos ao mensurando. Para EGAR, a incerteza analítica foi combinada a partir das incertezas individuais referentes à pesagem, ao ajuste da área dos fotopicos, à constante de decaimento e ao branco analítico (PAIVA, 2019). As incertezas analíticas das medições por GFAAS e ICP-MS foram obtidas a partir da soma quadrática das incertezas referentes à precisão e à exatidão com a obtenção das incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança (WILLIAMS, 2012).

3.3.6 Qualidade do procedimento analítico – Número E_n

A partir dos resultados analíticos e incertezas dos materiais de referência analisados em todas as técnicas empregadas, o cálculo de Número E_n (Equação 1) foi aplicado para avaliação da qualidade dos procedimentos analíticos conforme a ISO 13528 (2005). Para isso, os valores

do Número E_n para cada analito devem estar dentro do intervalo -1 e 1, indicando controle de qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança.

$$E_n = \frac{V_{obt} - V_{ref}}{U_{obt}^2 - U_{ref}^2} \quad (1)$$

em que,

- V_{obt} = valor obtido da concentração do analito no material de referência analisado;
- V_{ref} = valor de referência da concentração do elemento químico constante do certificado de análise do material de referência analisado;
- 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.

3.4 ANÁLISE DOS RESULTADOS

A média aritmética, mediana, máximo e mínimo, assim como desvio padrão e coeficiente de variação, dos analitos quantificados nas amostras de solo e folhas foram calculadas usando o Microsoft Excel 365[®]. Os dados foram padronizados para a Análise Fatorial por Componentes Principais – PCAFA, de modo que a média seja 0 e o desvio padrão igual a 1 (GOTELL et al., 2016). Com uso do software SPSS versão 25 para Windows, foi realizado o teste de suposição de normalidade dos resíduos com teste de Shapiro-Wilk. A análise multivariada foi empregada para avaliar a fonte dos elementos químicos para as áreas verdes urbanas em estudo.

A análise de agrupamento foi realizada com as concentrações obtidas, utilizando a análise hierárquica de agrupamentos no SPSS[®], pois este é um método numérico multivariado, que possui como objetivo propor uma estrutura classificatória ou de reconhecimento da existência de grupos, baseado na similaridade das variáveis e a diferença entre os membros de classes distintas (RODRÍGUEZ-OROZ et al., 2018). Para a representação gráfica dos resultados, optou-se pela utilização de dendrograma para demonstrar os agrupamentos entre as variáveis.

Para avaliar o grau de contaminação de cada um dos elementos químicos investigados, o Fator de contaminação (FC), Índice de carga de Poluição (PLI), Fator de Enriquecimento (FE), Índice de Geocumulação (Igeo) e Risco Ecológico (RE) foram calculados.

3.4.1 Fator de contaminação (FC)

Proposto pelo pesquisador sueco Lars Hakanson (1980), o fator de contaminação - FC para os solos foram calculados pela razão entre a concentração do elemento químico no solo superficial e a concentração do seu background ou valor de referência conforme a Equação 2. Essa metodologia permite verificar em que ordem de grandeza o nível natural dos metais foi excedido, indicando o enriquecimento ou, caso contrário, o empobrecimento do elemento químico no solo. A classificação para a avaliação de FC está na Tabela 10 (HARB et al., 2015; WANG, X. et al., 2019; MEMOLI et al., 2019).

$$FC = \frac{C_{obs}}{C_{referência}} \quad (2)$$

C_{obs} = maior concentração do elemento químico entre as amostras (mg kg^{-1})

$C_{referência}$ = concentração de referência do elemento químico no solo (mg kg^{-1})

Tabela 10 - Critério de classificação para fator de contaminação (FC) e Índice de carga de Poluição (PLI).

FC	Classificação
FC < 1	Indica baixo fator de contaminação do solo
$1 \leq FC < 3$	Indica moderado fator de contaminação do solo
$3 \leq FC < 6$	Indica considerável fator de contaminação do solo
FC ≥ 6	Indica alto fator de contaminação do solo
PLI < 1	Indica apenas níveis basais de poluentes estão presentes
PLI > 1	Indicaria deterioração da qualidade do local

Fonte: Luo et al. (2007), Harb et al. (2015), Wang et al. (2019), Memoli et al. (2019).

As respectivas concentrações de 0,6; 0,5; 9; 13 e 0,2 mg kg^{-1} para As, Cd, Ni, Pb e Sb foram considerados como valores de referência com base nos valores definidos pela Instrução

normativa CPRH nº 007/2014 para a aplicação da Equação 2 para estimativa de fatores de contaminação de FC. Com base nos valores obtidos com fator de contaminação (FC), foi calculado o Índice de Carga de Poluição (PLI) conforme descrito na Equação 3.

$$PLI = n\sqrt[n]{FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n} \quad (3)$$

N = número de elementos químicos estudados

FC = fator de contaminação obtido.

O Índice de carga de poluição PLI desenvolvido por Thomilson (1980) fornece meios simples, porém comparativos, para avaliar a qualidade do local, em que um valor de PLI <1 indica solo não poluído, mostrando que apenas os níveis basais de poluentes estão presentes, enquanto PLI > 1 indicaria deterioração da qualidade do local (Tabela 10). Este tipo de medida foi, no entanto, definido por alguns autores de várias maneiras, por exemplo, como a soma numérica de oito fatores de contaminação (HAKANSON, 1980).

3.4.2 Fator de enriquecimento (FE)

Fator de enriquecimento (FE) do elemento químico na amostra baseia-se na padronização do elemento químico quantificado contra um elemento químico traçador. Um traçador é geralmente caracterizado por variabilidade de ocorrência associada a mudanças geológicas como Fe, Al e Th, entre outros. Este elemento químico *proxy* ou normalizador apresentam as seguintes características: (i) estão associados a superfícies sólidas finas; (ii) sua geoquímica é semelhante à de muitos metais e (iii) sua concentração natural tende a ser uniforme (MEMOLI et al., 2019).

Os valores de referência utilizado neste estudo foram obtidos por Kabata-Pendias (2011, 2015), pois os valores geoquímicos regionais para tório não estão disponíveis. O fator de enriquecimento foi calculado empregando a Equação 4:

$$FE = \frac{\left(\frac{C_{elemento}}{C_{crosta}}\right) \text{ solo Superfície}}{\left(\frac{C_{elemento}}{C_{crosta}}\right) \text{ Solo referência}} \quad (4)$$

em que FE é o fator de enriquecimento; C_{elemento} é a concentração do elemento químico presente na amostra de solo; C_{crosta} é a concentração de referência na crosta terrestre. Nesse caso, foram empregados os valores de Th na amostra e na crosta ($9,6 \text{ mg kg}^{-1}$), de acordo com Kabata Pendias (2011).

Valores de FE inferiores a 5,0 não são considerados significativos, porque esses leves enriquecimentos podem resultar de diferenças na composição do material local do solo e do solo referência, usados nos cálculos de Th (KABATA et al., 2011). No entanto, não existe um sistema aceito de classificação de poluição ou categorização do grau de poluição para taxa de enriquecimento e / ou a metodologia dos fatores. Cinco categorias de contaminação são reconhecidas com base no fator de enriquecimento: FE <2 declara deficiência de enriquecimento mínimo; FE = 2-5 moderado enriquecimento; FE = 5-20 enriquecimento significativo; FE = 20-40 muito alto enriquecimento e FE > 40 extremamente alto enriquecimento (Tabela 11).

Tabela 11 - Critério de classificação para Fator de enriquecimento (FE) para elementos tóxicos.

FE	Classificação
FE < 2	Indica que não existe enriquecimento de metais por fontes externas
2 < FE < 5	Indica que existe moderado enriquecimento de metais por fontes externas
5 < FE < 20	Indica que existe significativo enriquecimento de metais por fontes externas
20 < FE < 40	Indica que existe alto enriquecimento de metais por fontes externas
FE > 40	Indica que existe enriquecimento extremamente alto de metais por fontes externas

Fonte: Fernández (2017); Memoli et al. (2019); Wang et al. (2019).

Fator de enriquecimento pode facilmente ser usado para diferenciar entre concentrações dos elementos químicos de origem antropogênica e de origem natural. Valores FE entre 0 e 1,5 indicam que o elemento químico é inteiramente de materiais da crosta ou de origem natural, enquanto FE > 1,5 sugere que as fontes são mais prováveis que sejam antropogênicas. FEs maiores que 10 não são considerados provenientes de fontes naturais (MEMOLI et al., 2019; WANG, X. et al., 2019).

3.4.3 Índice de Geoacumulação (I_{geo})

A acumulação de elementos químicos tóxicos e a possibilidade de transferência estão sujeitas às suas quantidades naturais ou introduzidas no sistema, assim como seu comportamento geoquímico sob diferentes condições físicas, químicas e biológicas (MEMOLI et al., 2019). Portanto, deve ressaltar que a variabilidade natural é consequência da heterogeneidade dos materiais geológicos presentes no solo e a variabilidade devido à ação humana, por sua vez, depende de fontes poluentes diversas. Este fato dificulta a avaliação da contribuição antropogênica em estudos sobre a presença de elementos traços e tóxicos no ambiente (KABATA PENDIAS et al., 2011).

O índice de geoacumulação - I_{geo} foi introduzido por Muller (1979), sendo amplamente aplicado em estudos recentes de poluição para avaliar a contaminação em solos por elementos químicos tóxicos, cujos critérios de classificação estão na Tabela 12 (HASAN et al., 2013; TYOPINE et al., 2018). A Equação 5 é usada para calculá-lo:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{KB_n} \right) \quad (5)$$

C_n = concentração do elemento químico tóxico no solo (mg kg^{-1});

K = coeficiente que reflete flutuações secundárias devido à diferença de material original de várias áreas (em geral, $K = 1,5$),

B_n = valor de referência do elemento químico tóxico no solo e suas respectivas concentrações de As ($0,6 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ($0,5$), Ni (9), Pb (13) e Sb ($0,2$) foram considerados como valores de referência com base nos valores definidos pela Instrução normativa CPRH nº 007/2014.

Tabela 12 - Critério de classificação para índice de geoacumulação (I_{geo}).

I_{geo}	Classificação
$I_{geo} \leq 0$	Não poluído
$0 < I_{geo} \leq 1$	De não poluído a moderado
$1 < I_{geo} \leq 2$	Moderadamente poluído
$2 < I_{geo} \leq 3$	De moderadamente a fortemente poluído
$3 < I_{geo} \leq 4$	Fortemente poluído
$4 < I_{geo} \leq 5$	De fortemente poluído a extremamente poluído
$I_{geo} > 5$	Extremamente poluído

Fonte: Guo et al. (2002), Hasan et al. (2013); Tyopine et al. (2018).

3.4.4 Índice de risco ecológico potencial - RI

O Índice de risco ecológico potencial – RI (do inglês, *Potential Ecological Risk Index*) proposto pelo pesquisador sueco Lars Hakanson (1980) foi utilizado para avaliar o risco ecológico potencial de elementos tóxicos em praças e parques da RMR. Este método considera principalmente a sinergia, o nível tóxico, a concentração dos elementos químicos sistema e a sensibilidade ecológica (YI et al. 2016; WANG, N. et al., 2018). RI é formado por três módulos básicos: grau de contaminação (C_i), fator de resposta tóxica (T_r^i) e fator de risco ecológico potencial (E_r^i).

De acordo com esse método, o índice de risco ecológico potencial - RI abrange todos os fatores de risco ecológico potencial dos elementos químicos (E_r^i) (YI et al., 2011; 2016; WANG, X. et al., 2019) e foi estimado pela Equação 6:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n \left(T_r^i \times \frac{C_i}{C_n} \right) \quad (6)$$

E_r^i = potencial ecológico individual, índice de risco de um elemento químico;

C_i = concentração do elemento químico na amostra (mg kg^{-1});

C_n = valor de referência do elemento químico (mg kg^{-1}),

T_r^i = coeficiente de resposta de acordo com a toxicidade do elemento químico.

Os coeficientes de resposta à toxicidade de As, Cd, Ni, Pb e Sb considerados foram 10, 30, 5, 5 e 7, respectivamente (HAKANSON et al., 1980; XU et al., 2008; WANG, N. et al., 2018; WANG, X. et al., 2019; WANG, M. et al., 2019).

Os valores de referência C_n utilizados são aqueles informados pela Agência Estadual de Meio Ambiente - CPRH estão na Tabela 13. Para comparação, também são apresentados os valores de referência propostos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB e CONAMA.

Tabela 13 - Valor de referência - C_n (mg kg⁻¹) informados pela CONAMA, CETESB e CPRH para os elementos químicos em estudo.

Elemento químico tóxico	Valores de referência (mg kg ⁻¹)		
	CONAMA	CETESB	CPRH
As	15	3,5	0,6
Cd	1,3	0,5	0,5
Ni	30	13	9
Pb	72	17	13
Sb	2	0,5	0,2

Fonte: CONAMA (2009), (CETESB (2014), CPRH (2007).

O RI está associado com o tipo e a quantidade do poluente: um valor mais alto do RI indica uma quantidade mais alta do poluente e maior toxicidade, enquanto menor valor do RI está atrelado a uma quantidade menor de poluente e menor toxicidade (ZHANG, et al. 2018). De acordo com a proposta de Hakanson, as condições de classificação são apresentadas na Tabela14.

Tabela 14 - Classificação do critério de risco ecológico.

E_r^i	IR	Classes de risco ecológico
$E_r^i < 40$	$IR < 110$	Baixo potencial de risco ecológico
$40 \leq E_r^i < 80$	$110 \leq IR < 220$	Moderado potencial de risco
$80 \leq E_r^i < 160$	$220 \leq IR < 440$	Considerável potencial de risco
$160 \leq E_r^i < 320$	$440 \leq IR < 880$	Grande potencial de risco
$320 \leq E_r^i$	$880 \leq IR$	Extremo potencial de risco

Fonte: Zhang, et al. (2018a, 2018b)

3.4.5 Modelo de risco à saúde humana

Os riscos para a saúde incluem, principalmente, riscos não-carcinogênicos (NCRs) e carcinogênicos (CRs). As, Cd, Ni, Pb e Sb exercem NCRs crônicos para humanos e apresentam CRs (WANG et al., 2019). A quantificação de CRs e NCRs para crianças e adultos em contato com solos contaminados, assim como a média diária de ingestão química (CDIs) de elementos químicos são de grande importância em áreas urbanas. A contaminação de indivíduos em contato com o solo pode ocorrer por três principais vias:

- a) ingestão oral direta de partículas do substrato (CDI_{ing});
- b) inalação de partículas em suspensão por via oral e nasal (CDI_{inh});
- c) adsorção dérmica de elementos químicos tóxicos em partículas aderidas à pele exposta (CDI_{derm}).

Essas três vias principais são consideradas para as estimativas de NCR e CR (DE MIGUEL et al., 2007; NA et al., 2010; LUO et al., 2012). De acordo Com base de dados sobre fatores de exposição (USEPA, 2007; USEPA, 2011; XIN, et al., 2011, WANG et al., 2019), os CDIs dos elementos químicos tóxicos da ingestão incidental de solo foram calculados conforme as Equações 7, 8 e 9 para adultos e 10, 11 e 12 para crianças.

$$CDI_{ing} = \frac{Cx \ IR_g \ x \ CFx \ EFx \ ED}{BWxAT} \quad (7)$$

$$CDI_{derm} = \frac{Cx \ CFx \ SAx \ AFx \ ABSx \ EFxED}{BWxAT} \quad (8)$$

$$CDI_{inh} = \frac{Cx \ IRh \ x \ EFx \ EDx \ FSPOx \ PLAFx \ PM_{10}}{Bwx \ AT} \quad (9)$$

$$CDI_{ing} = \frac{Cx \ CFx \ EF}{AT} \times \left(\frac{IRg_{adulto} ED_{adulto}}{BW_{adulto}} + \frac{IR_{criança} ED_{criança}}{BW_{adulto}} \right) \quad (10)$$

$$CDI_{derm} = \frac{Cx \ CFx \ EFx \ AFx \ ABS}{AT} \times \left(\frac{SA_{adulto} ED_{adulto}}{BW_{adulto}} + \frac{SA_{criança} ED_{criança}}{BW_{criança}} \right) \quad (11)$$

$$CDI_{inh} = \frac{Cx \ CFx \ EFx \ FSPOx \ PIAF \ x \ PM_{10}}{AT} \times \left(\frac{IRh_{adulto} ED_{adulto}}{BW_{adulto}} + \frac{IRh_{criança} ED_{criança}}{BW_{criança}} \right) \quad (12)$$

em que,

- C = concentração do elemento em solos de praças urbanos;
- IR_g = frequência da ingestão de solo (200 mg dia⁻¹ para crianças e 100 mg dia⁻¹ para adultos);
- IR_h = taxa de respiração (7,5 m³ dia⁻¹ para crianças e 14,5 m³ dia⁻¹ para adultos);
- CF = fator de conversão (1×10^{-6} kg mg⁻¹);
- EF = frequência de exposição (350 dias ano⁻¹);
- ED = duração da exposição (6 anos para crianças e 24 anos para adultos);
- BW = peso corporal médio (15 kg para crianças 55,9 kg para adultos);
- AT = tempo médio (para não-cancerígenos, $TA = ED \times 365$; para agentes cancerígenos, $AT = 70 \times 365$);
- $FSPO$ = proporção de material particulado no ar proveniente do solo (0,15);
- $PIAF$ = taxa de retenção de partículas inaladas do solo (0,75);
- PM_{10} = proporção de partículas inaláveis (0,15 mg m⁻¹);
- SA = área de superfície da pele (1600 cm² para crianças e 4350 cm² para adultos);
- AF = coeficiente de adsorção cutânea (0,2 mg cm⁻² dia⁻¹ para crianças e 0,07 mg cm⁻² dia⁻¹ para adultos);
- ABS = fator de absorção da pele (0,001) de acordo com a literatura (USEPA, 1991; USEPA, 2007; USEPA, 2008; WANG X., et al., 2019)

As características principais dos riscos foram determinadas pelo cálculo dos CRs e quocientes de risco (HQs) dos elementos químicos estudados por meio dos fatores de declive do câncer (SFs) e doses de referência (RfDs) da USEPA (USEPA, 2007; USEPA, 2011; XIN, et al., 2011, WANG, X., et al., 2019). Para determinar os efeitos não cancerígenos, os HQs foram calculados, dividindo-se a CDI pelo RfD para as três exposições. O índice de perigo (HI) é o somatório de HQ total e é calculado como:

$$HI = \sum HQ = \sum \sum \frac{CDI}{RfD} \quad (13)$$

em que,

- CDI = dose diária média de ingestão,
- RfD = dose de referência diária (mg kg⁻² dia⁻¹).

Diferentes RfDs foram empregadas para as três vias: RfD_{ing} ($mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$) para ingestão, RfC_{inh} ($mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$) para inalação e RfD_{derm} ($mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$) para contato dérmico (WANG, X. et al., 2019; WANG, N. et al., 2018).

Para determinar os efeitos carcinogênicos, CR foi utilizada para expressar a exposição CR potencial para um carcinogênico. O risco total de câncer (TCR) é o CR total e calculado como mostra a Equação 14.

$$TCR = \sum CR = \sum \sum CDI \times SF \quad (14)$$

em que,

SF = índice que transforma a dose média diária de toxinas expostas ao longo da vida em um aumento de risco de desenvolvimento de câncer em indivíduos.

Todos SFs e RfDs de referência de risco de elementos químicos tóxicos utilizados nos cálculos são mostrados na Tabela 15 conforme a literatura disponível (USEPA, 1991; USEPA, 2007; USEPA, 2008; WANG, X. et al., 2019; WANG, N. et al., 2018).

Tabela 15 - Fatores de referência (SFs) de risco para elementos químicos tóxicos e doses de referência (RfDs; $mg\ kg^{-1}\ d^{-1}$).

Elemento químico	SF_{ing}	SF_{derm}	SF_{inh}	RfD_{ing}	RfD_{derm}	RfD_{inh}
As	1,6	1,5	16,8	3×10^{-4}	$3,01 \times 10^{-4}$	$1,23 \times 10^{-4}$
Cd	-	-	7,05	3×10^{-4}	$2,5 \times 10^{-5}$	$2,55 \times 10^{-6}$
Ni	-	$8,4 \times 10^{-1}$	1,02	2×10^{-2}	$2,06 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-3}$
Pb	$8,5 \times 10^{-3}$	-	$4,2 \times 10^{-2}$	$3,5 \times 10^{-3}$	$3,52 \times 10^{-3}$	$5,25 \times 10^{-3}$
Sb	-	-	-	4×10^{-4}	-	2×10^{-4}

Fonte: Wang, X. et al. (2019)

Os HQs podem refletir o risco à saúde dos seres humanos. Quando $HQ < 1$ ou $HI < 1$, nenhum efeito adverso à saúde é observado e o NCR está dentro da faixa aceitável. Quando $HQ > 1$ ou $HI > 1$, existe risco a saúde humana e o NCR é factível na região. Quando $CR < 10^{-6}$, não existe risco de câncer. Quando $10^{-6} < CR < 10^{-4}$, o risco está dentro aceitável, quando $CR > 10^{-4}$, a tolerância humana é excedida conforme mostra a Tabela 16.

Tabela 16 - Classificação de risco não-carcinogênico (HI) e carcinogênico (TCR).

Escopo de risco não-carcinogênico (HI)	
HI < 1	Quando HI abaixo de 1, improvável que seja significativa interações aditivas ou tóxicas
HI > 1	Quando HI excede 1, pode haver preocupação com o potencial efeito na saúde não câncer.
Escopo de risco carcinogênico (TCR)	
TCR < 10 ⁻⁶	Risco muito baixo
10 ⁻⁶ ≤ TCR < 10 ⁻⁴	Risco baixo
10 ⁻⁴ ≤ TCR < 10 ⁻³	Risco moderado
10 ⁻³ ≤ TCR < 10 ⁻¹	Risco alto
10 ⁻¹ ≤ TCR	Risco muito alto

Fonte: Modificado de Wang, X., et al. (2019)

3.4.6 Fator de transferência solo-planta

O efeito da contaminação do solo sobre a planta é bastante relevante para estudos de monitoração ambiental, pois a biodisponibilidade pode ser avaliada, além da acumulação indesejável na cadeia trófica (KABATA PENDIAS, 2011). Uma aproximação empírica, que permite avaliar a transferência de elementos químicos do solo para vegetação, corresponde ao cálculo dos fatores de transferência solo-planta ($FT_{\text{solo-planta}}$). FTs relacionam a quantidade total ou parcial de um elemento químico presente na espécie vegetal analisada ou parte dela com seu respectivo conteúdo parcial ou total no solo com base na metodologia de análise química. A relação é definida pela Equação 15 a partir das concentrações dos elementos químicos determinados nos compartimentos folha e solo.

$$FT_x = \frac{C}{C_{\text{solo}}} \quad (15)$$

em que,

C = concentração do elemento químico nas folhas avaliadas (mg kg⁻¹),

C_{solo} = concentração do elemento químico no solo (mg kg^{-1}).

A definição anterior assume que a relação entre ambas as variáveis é linear e constante, mas diversos estudos mostram que esta relação não é linear, podendo até ser pontual no tempo e espaço. Com respeito à sua interpretação, um fator de transferência elevado expõe uma débil retenção dos contaminantes no solo ou uma alta biodisponibilidade, assim como permite estimar a capacidade de absorção dos elementos químicos pelas espécies vegetais analisadas. A relação FT versus concentração do elemento químico no solo foi estudada a partir da Equação 16. O fator de transferência é relacionado exponencialmente com a concentração do elemento químico no substrato (SIMÓN et al., 2002; KABATA PENDIAS, 2011) a partir da seguinte equação:

$$FT = A * C_{\text{solo}}^{(1-b)} \quad (16)$$

em que,

C_{solo} = concentração do elemento químico no solo (mg kg^{-1}),

A, b = parâmetros a serem ajustados pelo método de estimação não linear.

Utilizando a função de estimação não linear do STATISTICA (STATSOFT, 2004), 1.000 interações foram empregadas a partir do método dos quadrados mínimos para a obtenção dos parâmetros A e b. Coeficientes de regressão de, no mínimo, 0,5 foram considerados significativos em nível de 95% de confiança.

3.4.7 Índice Alfa (I_a), Gama, Taxa de dose gama absorvida (D) e dose anual efetiva (E) em solos de parques e praças da RMR

As radiações ionizantes são aquelas com energia superior a 12,4 eV, capazes de ionizar átomos. Os seres humanos estão expostos diariamente aos efeitos dessas radiações que podem ser de origem natural ou artificial. As primeiras, representam cerca de 70% da exposição, sendo o restante, devido a fontes artificiais (OKUNO et al., 2016). As exposições externas dependem dos radionuclídeos terrestres, que apresentam níveis em função do tipo de rocha-mãe, assim como os níveis mais altos de radioatividade, que muitas vezes está ligado a presença de rochas ígneas.

Essas exposições levam em conta tanto as radiações em ambientes fechados quanto ao ar livre, sendo as primeiras cerca de 40% maiores por conta do gás radônio Rn-222, produto do decaimento de Ra-226 presente em materiais de construção e águas subterrâneas, cujas emanções ficam confinadas em ambientes fechados (AMARAL, 2018).

O índice alfa (I_α) foi desenvolvido a partir da avaliação do excesso de radiação alfa, proveniente do decaimento de Rn-222, que apresenta meia-vida curta e sendo considerado o radionuclídeo mais significativo em termos de radioproteção (MUNTEAN et al., 2012; POGGI, 2016). Calculado conforme a Equação 17, o índice alfa deve ser menor que 1 para garantia de concentrações de atividade de Rn-222 abaixo de 200 Bq m^{-3} , limite estabelecido pela *European Commission* (EUROPEAN COMMISSION, 2013).

$$I_\alpha = \frac{A_{Ra}}{200} \text{ Bq kg}^{-1} \quad (17)$$

em que, A_{Ra} é a concentração da atividade de Ra-226 em Bq kg^{-1} . O valor 200 Bq m^{-3} é o limite de radônio estabelecido pela Comissão Europeia.

O Índice de atividade gama (I_γ) utilizado para verificar se o critério de dose é satisfatório para determinado material (POGGI, 2016). Neste estudo, o índice gama foi calculado em Bq kg^{-1} utilizando-se da Equação 18, conforme recomendado pela Comissão Europeia (EUROPEAN COMMISSION, 2013):

$$I_\gamma = \left(\frac{A_{Ra}}{300} \right) - \left(\frac{A_{Th}}{200} \right) - \left(\frac{A_E}{3000} \right) \quad (18)$$

em que, A_{Ra} é a concentração de atividade de Ra-226 em Bq kg^{-1} ; A_{Th} é a concentração de atividade de Th-232 (Ra-228) em Bq kg^{-1} e A_K é a concentração de atividade de K-40 em Bq kg^{-1} . Devido às características dos solos das áreas verdes urbanas, as concentrações de atividade de K-40 atingiram a atividade mínima determinável – MDA de 40 Bq kg^{-1} . Para fins de radioproteção, índice gama menor ou igual a 1 corresponde à dose menor ou igual 1 mSv ano^{-1} valor estabelecido pela norma internacional (ICRP, 1990).

A taxa de dose (D) absorvida no ar em nGy h^{-1} a 1 m da superfície do solo decorrente dos radionuclídeos Ra-226, Th-232 (Ra-228) e K-40 (UNSCEAR, 2000) foi calculada a partir da Equação 19:

$$D = 0,461A_{Ra} - 0,623A_{Th} - 0,0414A_E \quad (19)$$

em que,

A_{Ra} = concentração de atividade de Ra-226 em Bq kg⁻¹;

A_{Th} = concentração de atividade de Th-232(Ra-228) em Bq kg⁻¹,

A_K = concentração de atividade de K-40 em Bq kg⁻¹

A dose anual efetiva devido à exposição externa E (mSv ano⁻¹) para um indivíduo foi calculada pela Equação 20, em que D é a taxa de dose absorvida no ar (nGy h⁻¹); 8766 h corresponde ao fator de ocupação por ano e 0,7 é o fator de conversão de dose absorvida no ar para dose efetiva (Sv Gy⁻¹). De acordo com o relatório da UNSCEAR (2000), a dose anual efetiva para adultos não deve ultrapassar 1 mSv ano⁻¹.

$$E = D \times 8766h \times 0,7SvGy^{-1}ano^{-1}10^{-6} \quad (20)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção abrangeu a demonstração da qualidade do procedimento analítico para os elementos químicos determinados por GFAAS e ICP-MS nas amostras de folhas e solos coletadas nos parques e praças da Região Metropolitana do Recife; a avaliação de fontes de elementos químicos nos solos por análise estatística multivariada e de enriquecimento das concentrações de As, Cd, Ni, Pb e Sb devido às atividades antropogênicas; a estimativa de risco não cancerígeno e cancerígeno relativo à exposição de adultos e crianças ao solo das áreas verdes; o estudo da transferência desses elementos químicos para as plantas como indicador de impacto do aumento da disponibilidade para os seres vivos e, finalmente, os cálculos referentes à exposição à radiação ionizante.

4.1 QUALIDADE DOS PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

A demonstração da qualidade do procedimento analítico para a determinação dos elementos químicos nos compartimentos ecológicos estudados nas praças e parques da RMR foi essencial para a garantia de comparabilidade dos resultados e de verossimilhança do estudo de monitoração ambiental.

4.1.1 Materiais de referência geológicos

Os valores obtidos, os valores certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança estão dispostos na Tabela 17 para os elementos químicos tóxicos determinados por GFAAS (As, Ni e Pb) e ICP-MS (Cd e Sb) nos materiais de referência certificados SRM 2709 e SRM 2710. As concentrações de As e Pb foram certificados para SRM 2709 e Cd, Ni e Sb para SRM 2710.

Tabela 17 – Valores obtidos e certificados (mg kg^{-1}) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos elementos químicos determinados nos materiais de referência San Joaquin 2709 Soil e Montana Soil 2710 analisado por ICP – MS e GFAAS. n = 6.

Analito	SRM 2709 - San Joaquin				Número	SRM 2710 - Montana Soil				Número
	Certificado		Obtido			Certificado		Obtido		
	Média	Inc.	Média	Inc.		Média	Inc.	Média	Inc.	
As**	12,4	± 0,1	12,9	± 3,7	0,07	-		nq		-
Cd*	-		nq		-	20	± 6,5	19,1	± 3,8	0,12
Ni**	-		nq		-	10,1	± 3,10	10,9	± 1,6	0,23
Pb**	13	± 3	13,8	± 1,8	0,21	-		nq		-
Sb*	-		nq			7,9	± 4,3	4,4	± 1,1	0,79

Inc. = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança; *Analitos quantificados por ICP-MS;

**Analito quantificado por GFAAS; nq = não quantificado

Fonte: O Autor.

Os valores de Números E_n para os materiais de referência analisados por GFAAS e ICP-MS para os elementos químicos também estão presentes nessa tabela, cujas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança foram compiladas dos respectivos certificados de análise. Os materiais de referência empregados possuem diferentes características químicas relacionadas com a concentração do elemento químico e à sua facilidade de tratamento químico. Por isso, para evitar diluições desnecessárias, foram apenas determinados os elementos químicos nos materiais de referência geológicos mais adequados no momento de análise.

Os valores estiveram no intervalo entre -1 e 1, garantindo a qualidade do procedimento analítico para a determinação de As, Cd, Ni, Pb e Sb em solos das praças e parques da RMR. As, Ni e Pb foram apenas quantificados por GFAAS no SRM 2710 com todos os valores de Número E_n entre -1 e 1, uma vez que os valores das concentrações desses elementos químicos nas soluções desse material de referência estavam na faixa de concentração da curva analítica, após a diluição final.

Similarmente, Cd e Sb foram determinados por ICP-MS nas soluções do material de referência SRM 2710, garantindo-se, assim, a qualidade do procedimento analítico, comparabilidade e confiabilidade dos resultados nas determinações desses elementos químicos em solos de parques e praças da RMR.

4.1.2 Materiais de referência biológicos

Os valores certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança para os materiais de referência certificados SRM 1515 *Apple Leaves* e SRM 1573a *Tomato Leaves* analisados por ICP-MS e GFAAS estão na Tabela 18. As concentrações de Cd, Ni e Sb foram certificados para ambos os materiais de referência. Arsênio foi certificado somente para o SRM 1573a, enquanto Pb foi certificado apenas para o SRM 1515. Os valores de Números E_n para os materiais de referência analisados por GFAAS e ICP-MS para os elementos químicos tóxicos foram calculados a partir das incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança presentes nos respectivos certificados de análise.

Tabela 18 – Valores obtidos e certificados (mg kg^{-1}) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos elementos químicos determinados nos materiais de referência SRM 1515 e SRM 1573a analisado por ICP – MS e GFAAS. n = 6.

Analito	SRM 1515 – <i>Apple Leaves</i>							SRM 1573a – <i>Tomato Leaves</i>						
	Certificado			Obtido			Número	Certificado			Obtido			Número E _n
	Média	Inc.		Média	Inc.			Média	Inc.		Média	Inc.		
As**	nd			nq			-	0,110	±	0,002	0,12	±	0,028	0,45
Cd*	0,0132	±	0,0015	0,08	±	0,01	0,05	1,51	±	0,02	1,53	±	0,25	0,06
Ni**	0,93	±	0,03	0,92	±	0,13	0,10	1,58	±	0,04	1,51	±	0,21	0,32
Pb**	0,47	±	0,02	0,43	±	0,09	0,41	nd			nq			-
Sb*	0,013	±	0,003	0,013	±	0,002	0,04	0,061	±	0,003	0,062	±	0,009	0,07

Inc. = incerteza analítica expandida em nível de 5% de significância; *Analitos quantificados por ICP-MS; **Analito quantificado por GFAAS; nq = não quantificado; nd = não disponível no certificado de análise do material de referência

Fonte: O Autor

Os valores do Número E_n estiveram no intervalo entre -1 e 1, garantindo a qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança para a determinação de As, Cd, Ni, Pb e Sb em folhas das praças da RMR.

4.1.3 Materiais de referência para radionuclídeos

Os valores certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança para os materiais de referência certificados IAEA-312 e IAEA-314 analisados por EGAR estão na Tabela 19.

Tabela 19 - Valores obtidos e certificados (Bq kg⁻¹) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos radionuclídeos quantificados nos materiais de referência IAEA-312 e IAEA-314 analisado por EGAR. n = 9.

Analito	IAEA-312				IAEA-314			
	Certificado		Obtido		Número E _n	Certificado		Obtido
	Média	Inc.	Média	Inc.		Média	Inc.	Média
Ra-226	269 ± 18,5		258 ± 18		-0,4	732 ± 54,5		695 ± 42
Th-228	371 ± 41,5		410 ± 34		0,7	72,36 ± 4,05		73 ± 27
Ra-228	371 ± 41,5		401 ± 35		0,5	72,36 ± 4,05		71 ± 19

Inc. = incerteza analítica expandida em nível de 5% de significância

Fonte: O Autor.

Os valores de Números E_n para os materiais de referência analisados por EGAR para os radionuclídeos foram calculados a partir das incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança presentes nos respectivos certificados de análise. Os valores estiveram no intervalo entre -1 e 1, garantindo a qualidade do procedimento analítico para a quantificação de Ra-226, e Ra-228. A quantificação de K-40 foi considerada adequada mesmo não possuindo valor de referência nos materiais de referência, pois a curva de eficiência utilizada não foi alterada para esse radionuclídeo.

4.2 RADIONUCLÍDEOS EM SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA RMR

Os resultados das concentrações média, máxima e mínima assim como mediana e coeficiente de variação de atividades dos radionuclídeos naturais Ra-226, Ra 228 e K-40, determinados em amostras de solo de praças e parques da RMR estão apresentados na Tabela 20. Observou-se que, nos solos do Parque 13 de Maio, as concentrações de atividade de Ra-226 variaram de 4 a 321 Bq kg⁻¹, com média de 30 ± 5 Bq kg⁻¹; para Ra-228, variaram de 9 a 98 Bq kg⁻¹ com média de 39 ± 8 Bq kg⁻¹. As concentrações máximas destes dois radionuclídeos foram as mais elevadas de todos os locais estudados. Para K-40, variação de 23 a 293 Bq kg⁻¹ com uma média de 75 Bq kg⁻¹ foi encontrada. Com relação à praça da Várzea, a concentração de atividade máxima para K-40 foi a maior observada entre todos os locais em estudo com uma variação de 92 a 527 Bq kg⁻¹ e média de 236 Bq kg⁻¹.

Tabela 20 - Estatística descritiva dos valores das concentrações de atividade em (Bq kg⁻¹) dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 nos solos de parques e praças da RMR.

Local	Estatística	Ra-226	Ra-228	K-40
Parque 13 de Maio	Média	30	39	75
	Mediana	18	38	60
	Max	321	98	293
	Min	4	9	23
	CV%	196	40	78
	n	26	26	26
Praça da Várzea	Média	22	36	236
	Mediana	18	36	182
	Max	57	57	527
	Min	12	25	92
	CV%	49	27	54
	n	15	15	15
Parque do Eng. Do Meio	Média	22	44	260
	Mediana	22	45	235
	Max	37	61	516
	Min	14	29	100
	CV%	23	18	43
	n	18	18	18
Praça do Eng. do Meio BR-101	Média	19	47	242
	Mediana	20	49	239
	Max	28	58	415
	Min	13	25	79
	CV%	22	19	46
	n	9	9	9
Parque de Paulista	Média	17	41	120
	Mediana	17	39	115
	Max	27	58	277
	Min	8	22	44
	CV%	27	23	49
	n	20	20	20
Praça de J. Paulista	Média	44	40	95
	Mediana	37	38	85
	Max	130	59	248
	Min	19	22	38
	CV%	53	24	61
	n	20	20	20

Fonte: O autor.

Para o Parque do Eng. do Meio, as concentrações de atividade de Ra-226 variaram de 14 a 37 Bq kg⁻¹ com média de 22 ± 4 Bq kg⁻¹. Para Ra-228, os valores variaram de 29 a 61 Bq kg⁻¹ com média de 44 ± 8 Bq kg⁻¹. Este local apresentou a maior concentração média de atividade comparada com os outros locais de estudo para K-40, com valores entre 100 e 516 Bq kg⁻¹ com média de 260 Bq kg⁻¹.

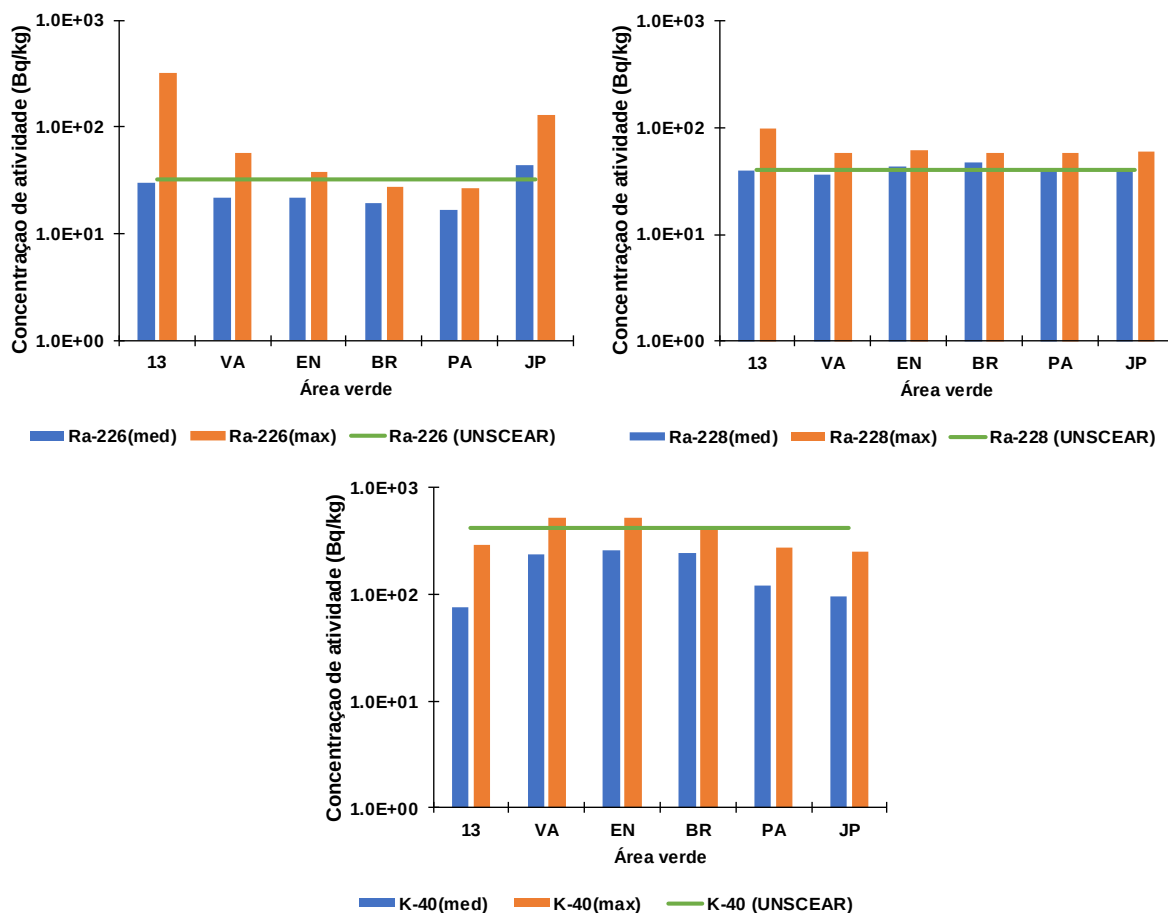
Na Praça do Eng. do Meio BR-101, as concentrações de atividade de Ra-226 variaram de 13 a 28 Bq kg⁻¹ com média de 19 ± 3 Bq kg⁻¹; para Ra-228, os valores variaram de 25 a 58 Bq kg⁻¹ com média de 47 ± 6 Bq kg⁻¹, enquanto, para K-40, variação de 79 a 415 Bq kg⁻¹ com média de 242 Bq kg⁻¹ foi encontrada.

As praças e parques mais próximos da região norte sob influência do fosforito uranífero como o Parque de Paulista apresentaram concentrações de atividade de Ra-226 que variaram de 8 a 27 Bq kg⁻¹ com média de 17 ± 3 Bq kg⁻¹. Para Ra-228, as concentrações de atividade variaram de 22 a 58 Bq kg⁻¹ com média de 41 ± 5 Bq kg⁻¹. Variação de 44 a 277 Bq kg⁻¹ foi encontrada para K-40 com valor médio de 120 Bq kg⁻¹. Na Praça de J. Paulista, as concentrações de atividade de Ra-226 variaram de 19 a 130 Bq kg⁻¹ com média de 44 ± 6 Bq kg⁻¹; para Ra-228, variaram de 22 a 59 Bq kg⁻¹ com média de 40 ± 9 Bq kg⁻¹. Variação de 38 a 248 Bq kg⁻¹ para K-40 foi encontrada com uma média de 120 Bq kg⁻¹, em que não foram observadas aumento de atividade significativas se comparadas com as outras áreas.

Em todos os locais em estudo, as concentrações de atividade para Ra-228 estiveram acima dos valores de *background* de 40 Bq kg⁻¹ fornecido pela UNSCEAR (2015). Para as concentrações máximas de atividade, a maioria dos parques e praças apresentam pontos com maior atividade considerando os valores de background para Ra-226 e Ra-228 conforme a Figura 18.

Para o radionuclídeo K-40, a Praça da Várzea, o Parque do Eng. do Meio e Praça da BR-101 apresentaram concentrações de atividade superiores à média mundial de 412 Bq kg⁻¹. Mesmo considerando as diferenças encontradas, as médias obtidas foram muito parecidas com os valores médios mundiais desses radionuclídeos em solos (UNSCEAR, 2015).

Figura 18 - Concentrações de atividade média e máxima em (Bq kg^{-1}) dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e K-40 nos solos de parques e praças da RMR e valor mundial fornecido pela UNSCEAR (2008).



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor.

4.2.1 Índice Alfa (I_α), Gama, Taxa de dose gama absorvida (D) e dose anual efetiva (E) em solos de parques e praças da RMR

O valor de referência para o índice gama é 1 Bq kg^{-1} e corresponde a 1 mSv ano^{-1} , de acordo com o limiar de exposição do indivíduo do público (UNSCEAR, 2008). O índice gama calculado para os solos de parques e praças da RMR foi $0,34 \text{ Bq kg}^{-1}$, um terço do valor de referência como pode ser observado na Tabela 21.

Tabela 21- Valores médios para Índice alfa (I_α), índice gama (I_γ), taxa de dose absorvida e dose anual efetiva para os solos de parques e praças da RMR.

Local	I_α (Bq kg⁻¹)	I_γ (Bq kg⁻¹)	Taxa de dose absorvida (nGy h⁻¹)	Dose anual efetiva (mSv ano⁻¹)
Parque 13 de Maio	0,15	0,32	41,5	0,25
Várzea	0,11	0,33	42,2	0,26
Parque Eng. do Meio	0,11	0,38	48,3	0,30
Praça Eng. do Meio BR-101	0,10	0,38	48,4	0,30
Parque de Paulista	0,08	0,28	35,9	0,22
Praça de J. Paulista	0,19	0,35	45,1	0,28

Fonte: O autor.

Com base no relatório da UNSCEAR (2008), a dose efetiva anual relativa a radiações de fontes naturais varia de 1 a 13 mSv ano⁻¹ com uma média global de 2,4 mSv ano⁻¹. Do valor médio de 0,48 mSv ano⁻¹, o valor de 0,7 mSv ano⁻¹ é a média relativa as exposições ao ar livre. Segundo recomendações internacionais como IAEA seguidas pela ICRP e pela CNEN, o limite de dose efetiva anual para indivíduos do público é 1 mSv ano⁻¹, sendo que os valores médios obtidos para os solos de áreas verdes urbanas estiveram abaixo dos valores de dose efetiva anual para exposição à radiação natural.

Nas praças e parques em estudadas, a taxa de dose variou de 35,9 a 48,37 nGy h⁻¹ com uma média de 43,5 nGy h⁻¹; os valores obtidos para dose efetiva variaram de 0,22 e 0,30 mSv ano⁻¹ com média de 26,8 mSv ano⁻¹. Todos os locais em estudo apresentaram valores de dose efetiva abaixo dos valores de referência. De maneira geral, a dose anual efetiva diminuiu nessa respectiva ordem Parque Engenho do Meio = Praça do Engenho do Meio BR-101 > Praça de Jardim Paulista > Várzea > Parque 13 de Maio > Parque de Paulista.

4.3 ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS EM SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA RMR

Alguns elementos químicos do solo são tóxicos ou nocivos para a saúde humana e podem ser prejudiciais especialmente para crianças expostas como resultado de ingestão intencional ou acidental de solo e inalação da poeira (MOSTERT, 2012; SANTOS, 2016). Fontes de contaminação do solo por elementos químicos tóxicos são variadas e podem incluir

rejeitos de minas, emissões de fundição, incineração de resíduos e deposição atmosférica (MOSTERT, 2012; SANTOS, 2016; RODRIGUEZ et al., 2018).

No entanto, para parques públicos, a contaminação do solo pode ser atribuída, em grande parte, a emissões veiculares (escape do veículo, pneu e freio partículas de desgaste na superfície da rua), industrial (combustão de carvão, metalúrgica e indústria química, por exemplo), emissões domésticas (lodo de esgoto, resíduos de construção civil, lixo doméstico, por exemplo), intemperismo da construção e superfície do pavimento e incineradores de resíduos (KUZMANOSKI et al., 2014; SANTOS, 2016).

A economia de Recife é a 3ª maior do Norte-Nordeste, depois de Salvador e Fortaleza, com uma taxa de crescimento populacional da Região Metropolitana do Recife - RMR (10,59%), segundo pesquisa do IBGE/2010. Esta área tem testemunhado um aumento nas atividades antropogênicas e urbanização (SANTOS, 2016). A população, bem como o número de veículos nas cidades da RMR, aumentou exponencialmente ao longo das décadas (DETRAN, 2015; SANTOS, 2016).

A queima indiscriminada e aberta de resíduos comuns e eletrônicos, vazamentos de combustível, produção de fumaça do escapamento automóveis e chaminés de indústria são apenas mais alguns fatores de introdução regular de elementos químicos tóxicos na atmosfera. Esses elementos, como resultado da deposição atmosférica, eventualmente se depositam e se acumulam em solos superficiais, incluindo os de parques e praças urbanas, muito comuns na RMR, por isso foi realizado estudo de agrupamento dos elementos químicos tóxicos para avaliar suas possíveis fontes por meio de estatística multivariada (ARAUJO, 2009; MOREIRA, 2010; SANTOS, 2016; HERRERO, 2017).

4.3.1 Fontes de elementos tóxicos nos solos da RMR

A análise fatorial por componentes principais foi utilizada para identificar as fontes de elementos químicos tóxicos e para verificar como as rotas de contaminação estão correlacionadas entre si. Altas correlações entre elementos químicos específicos em solos podem refletir níveis semelhantes de contaminação ou fontes (WANG, X. et al., 2019; WANG, M. et al., 2019). Neste trabalho, a normalidade dos resíduos das concentrações de elementos químicos tóxicos no solo foi testada a partir da estatística de Shapiro-Wilk, cujos resultados encontram-se na Tabela 22. Como esperado para dados de elementos químicos de solos, ainda considerando diversas localidades, não houve distribuição normal para As, Cd, Ni, Pb e Sb. A

tentativa para aproximar a distribuição de dados de uma normal foi a aplicação de função logarítmica.

Tabela 22 – Estatística de Shapiro-Wilk para a normalidade dos dados para elementos tóxicos no solo de praças da RMR.

Elemento químico	Shapiro-Wilk	
	Estatística	Probabilidade
As	0,944	0,0001
Cd	0,917	4,71E-06
Ni	0,873	3,56E-08
Pb	0,793	4,46E-11
Sb	0,911	2,05E-06

Fonte: O Autor

A correlação de Pearson, também chamado de "coeficiente de correlação produto-momento" ou simplesmente de "ρ de Pearson" mede o grau da correlação (e direção dessa correlação - se positiva ou negativa) entre duas variáveis de escala métrica (intervalar ou de rácio/razão). Utilizada para revelar as relações entre os elementos químicos tóxicos no solo para as áreas verdes estudadas. Este coeficiente normalmente assume valores entre -1 e 1, em que $r = -1$ significa uma correlação negativa perfeita entre as duas variáveis (se uma aumenta outra diminui) e $r = 1$ significa uma correlação perfeita positiva entre as duas variáveis (Tabela 23).

Tabela 23 - Classificação do Coeficiente de correlação e Correlação.

Coeficiente de correlação	Correlação
$r = 1$	Perfeita positiva
$0,8 \leq r < 1$	Forte positiva
$0,5 \leq r < 0,8$	Moderada positiva
$0,1 \leq r < 0,5$	Fraca positiva
$0 < r < 0,1$	Ínfima positiva
0	Nula
$-0,1 < r < 0$	Ínfima negativa
$-0,5 < r \leq -0,1$	Fraca negativa
$-0,8 < r \leq -0,5$	Moderada negativa
$-1 < r \leq -0,8$	Forte negativa
$r = -1$	Perfeita negativa

Fonte: Wang, X. et al. (2019)

De acordo com os dados da Tabela 24, correlações muito significativas variando de moderada e forte em nível de 95% de confiança foram encontradas no Parque 13 de Maio entre As e Pb ($r = 0,50$), Cd e Sb ($r = 0,45$). Na praça da Várzea, foram encontradas correlações significativas em nível de 95% de confiança para Cd e Pb ($r = 0,75$), Ni e Pb ($r = 0,43$). No Parque Eng. do Meio, As e Cd ($r = 0,85$), As e Pb ($r = 0,65$) e uma forte correlação entre As e Sb ($r = 0,94$) foram observadas, assim como para Ni e Pb ($r = 0,44$), Pb e Sb ($r = 0,72$), Pb e Cd ($r = 0,48$), Cd e Sb ($r = 0,78$). Na praça Eng. do Meio BR-101, entre As e Ni ($r = -0,48$) uma correlação negativa, As e Sb ($r = 0,45$), Sb e Cd ($r = 0,76$) e entre Ni e Pb ($r = 0,49$) foram as correlações significativas em nível de, ao menos, 95% de confiança.

Tabela 24 - Coeficientes de correlação entre diferentes elementos presentes em solos de praças da RMR.

Local	Analito	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	As	1				
	Cd	0,30	1			
	Ni	0,22	0,14	1		
	Pb	0,50	0,39	0,18	1	
	Sb	-0,12	0,45	-0,05	0,05	1
	n	26	26	26	26	26
Praça da Várzea	As	1				
	Cd	0,02	1			
	Ni	0,15	0,18	1		
	Pb	0,21	0,75	0,43	1	
	Sb	-0,21	0,12	0,37	-0,05	1
	n	15	15	15	15	15
Parque Eng. do Meio	As	1				
	Cd	0,85	1			
	Ni	0,08	0,18	1		
	Pb	0,65	0,48	0,44	1	
	Sb	0,94	0,78	0,26	0,72	1
	n	17	17	17	17	17

Tabela 24 - Coeficientes de correlação linear entre os elementos químicos determinados nos solos das áreas verdes urbanas da RMR.

						Conclusão
Local	Analito	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Praça Eng. do Meio BR-101	As	1				
	Cd	0,33	1			
	Ni	-0,48	-0,11	1		
	Pb	-0,06	0,39	0,49	1	
	Sb	0,45	0,77	-0,38	0,14	1
	n	9	9	9	9	9
Parque de Paulista	As	1				
	Cd	0,13	1			
	Ni	0,53	0,36	1		
	Pb	0,57	-0,11	0,36	1	
	Sb	0,07	0,76	-0,06	-0,13	1
	n	21	21	21	21	21
Praça J. Paulista	As	1				
	Cd	-0,14	1			
	Ni	0,62	0,04	1		
	Pb	-0,12	-0,04	-0,07	1	
	Sb	0,27	0,41	0,26	-0,24	1
	n	20	20	20	20	20

Correlações significativas em nível: *P<0,05; **P<0,01. n = número de amostras.

Fonte: O Autor

No Parque de Paulista, As e Ni ($r = 0,53$) e entre As e Pb ($r = 0,57$), Cd e Sb ($r = 0,76$) apresentaram a maior correlação, enquanto, na Praça de J. Paulista, As e Ni ($r = 0,62$) e Cd e Sb ($r = 0,41$) foram correlacionados em nível de 95% de confiança. De maneira geral, observou-se uma correlação de cádmio e antimônio em cinco locais de amostragem seguido de arsênio e chumbo correlacionado em três locais.

Moderadas correlações positivas e negativas quando presentes para os elementos químicos sugerem que as fontes dos elementos foram distintas e heterogêneas para as praças e os parques estudados (Tabela 24). Nesse caso, os diferentes parques e praças estiveram sujeitas a diferentes fontes antropogênicas de poluentes. A situação é preocupante, pois estes elementos

químicos são comprovadamente tóxicos e cancerígenos e podem potencialmente danificar comunidades ecológicas, causar danos à saúde (WANG, M., et al., 2019). Por isso, a aplicação de análise multivariada é necessária para os dados das concentrações dos elementos químicos nos solos.

4.3.2 Análise fatorial por componentes principais

A Análise Fatorial por Componentes Principais – PCFA é geralmente utilizada para minimizar a perda do valor original e mínimo das informações dos dados, simplificando a estrutura de dados e substituindo as informações originais por alguns fatores abrangentes. É frequentemente empregada na identificação de fontes de elemento químicos em solos (ZHANG, et al., 2018; GU et al., 2018; WANG, X., et al., 2019). A Tabela 25 mostra as cargas fatoriais da PCFA (rotação *varimax*) aplicada aos dados de solos de todas as áreas verdes estudadas da RMR, identificando os fatores (F1 e F2) e as correlações dos elementos químicos com esses fatores.

Tabela 25 – Análise fatorial por componentes principais (PCFA) aplicada às concentrações de elementos químicos presentes em solos de áreas verdes da RMR

Variáveis	Parque 13 de Maio		Praça da Várzea		Parque Eng. do Meio	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2
Variância explicada	39,9%	26,23%	40,42%	26,15%	65,85%	21,55%
As	0,717	-0,431	0,176	-0,522	0,517	-0,286
Cd	0,749	0,462	0,570	-0,073	0,474	-0,247
Ni	0,414	-0,348	0,455	0,319	0,199	0,852
Pb	0,785	-0,178	0,639	-0,214	0,435	0,344
Sb	0,283	0,871	0,166	0,756	0,526	-0,104
Variáveis	Praça do Eng. do Meio BR-101		Parque de Paulista		Praça de J. Paulista	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2
Variância explicada	45,76%	32,77%	41,05%	35,48%	37,68%	26,65%
As	0,474	-0,211	0,567	-0,230	0,565	-0,409
Cd	0,527	0,366	0,377	0,593	0,178	0,711
Ni	-0,371	0,561	0,546	-0,122	0,573	-0,296
Pb	0,066	0,701	0,426	-0,411	-0,265	-0,191
Sb	0,595	0,116	0,233	0,639	0,499	0,449

Os valores destacados indicam correlação superior ao módulo de 0,4

Fonte: O Autor

Para todas as praças e parques estudados, os dois fatores extraídos explicaram mais de 60% da variação total dos dados. O fator 1 explicou, em média, 50% da variância total; as cargas fatoriais de As, Cd e Pb no Parque 13 de Maio apresentaram os maiores valores, implicando no fato de que esses elementos químicos podem ser definidos como componentes de origem antropogênica e foram provavelmente originados por fontes semelhantes. Contudo, Sb apresentou uma maior carga fatorial no segundo componente, enquanto arsênio apresentou uma carga fatorial negativa neste mesmo componente, sendo possivelmente concorrente a Sb. O níquel apresentou a menor correlação neste parque conforme a (Tabela 25).

Os elementos Cd, Ni e Pb foram correlacionados no fator 1 na praça da Várzea, enquanto, no fator 2, foram correlacionados As (negativamente) e Sb. No Parque Eng. do Meio, As, Cd, Pb e Sb apresentaram as maiores cargas fatoriais no F1, enquanto Ni foi correlacionado principalmente com o F2. Na Praça Eng. do Meio BR-101, os elementos químicos As, Cd e Sb apresentaram as maiores cargas no fator 1 e Ni e Pb no segundo fator.

No Parque de Paulista, os elementos químicos arsênio, níquel e chumbo apresentaram as maiores cargas no fator 1, enquanto, no fator 2, Cd, Pb e Sb estiveram correlacionados, porém chumbo apresentou uma correlação negativa e o antimônio, a maior carga fatorial no parque estudado. Na Praça de J. Paulista, os elementos químicos As, Ni e Sb tiveram suas cargas fatoriais mais altas no fator 1; arsênio foi negativamente correlacionado com o fator 2.

Padrões semelhantes foram obtidos para as cargas fatoriais 1 e 2 de todos os parques e praças, em que os elementos químicos As e Sb apresentaram correlações negativas com o F2. Isso indicou que um aumento em um desses elementos químicos esteve associado à diminuição do outro. Este fenômeno foi observado no Parque 13 de Maio, Praça da Várzea, e Praça de J. Paulista. Porém, alterações nas correlações foram observadas em todos os locais de estudos como, por exemplo, para o Parque de Paulista, com As e Ni correlacionados no fator 1 e na praça do Eng. do Meio BR-101, com As e Cd e Ni e Pb correlacionados com o fator 2, explicando cerca de 30% da variância total.

As maiores cargas fatoriais desses cinco elementos nas praças sugerem que as fontes de poluição destas praças são fontes compostas e heterogêneas incluindo fontes relacionadas a transporte, indústria, incineração de resíduos e tintas, por exemplo conforme mostra a Tabela 26.

Tabela 26 – Possíveis fontes de poluentes para As, Cd, Ni, Pb e Sb.

Fonte representante	Fonte principal	Elemento químico característico
Tráfego	Emissão de tráfego, peças e revestimento de pneus	Cd, Pb e elementos químicos associados
Indústria	Mineração industrial, fundição de metais pesados, desgastes de peças	As, Ni e elementos químicos associados
Queima	Queima de combustível fóssil, carvão, poeira de construção	Ni e elementos químicos associados
Resíduos sólidos	Incineração de resíduos	Cd, Sb e elementos químicos associados
Uso de combustível	Gasolina, Diesel.	Ni e elementos químicos associados

Fonte: Compilado de Araújo (2009), Moreira (2010), Santos (2016), Herrero (2017)

A visualização dos resultados da PCFA pode ser realizada na Figura 19 com base nos resultados obtidos para o fator 1, para as amostras e as variáveis. No Parque 13 de Maio, todos os elementos químicos demonstraram uma correlação positiva com destaque para As, Cd e Pb, que têm uma possível origem em comum, assim como Cd e Sb.

Na praça da Várzea (Figura 19), também puderam ser observadas apenas correlações positivas entre os elementos químicos estudados, com ênfase para Cd e Pb, possivelmente foram provenientes de uma mesma fonte neste local; o níquel não foi associado totalmente, o que sugere uma fonte heterogênea. A divergência entre As e Sb foi evidenciada a partir da correlação negativa entre esses elementos químicos.

No Parque do Engenho do Meio (Figura 19), observaram-se correlações positivas entre os elementos químicos e o fator 1, mostrando claramente a influência de várias fontes antropogênicas para as concentrações de As, Cd, Sb e principalmente para Pb, cuja fonte foi considerada diferenciada nos solos. A menor correlação observada, de acordo com as cargas fatoriais, foi para o elemento químico Ni, assim como ocorreu para Pb.

Na Praça do Eng. do Meio BR-101 (Figura 19), foi observado uma correlação negativa para Ni com o fator 1, assim como a correlação desse fator com Pb foi fraca (0,06), o que pôde ser explicado por uma possível fonte natural. A correlação positiva com o fator 1 para os demais elementos químicos pôde ser indicativa de fonte antropogênica, mas de fontes heterogêneas,

pois o agrupamento das variáveis não foi muito consistente como para os elementos químicos As, Cd, e Sb.

Figura 19 - Resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) dos elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb quantificados em solos (●) de parques e praças da RMR.

Continua...

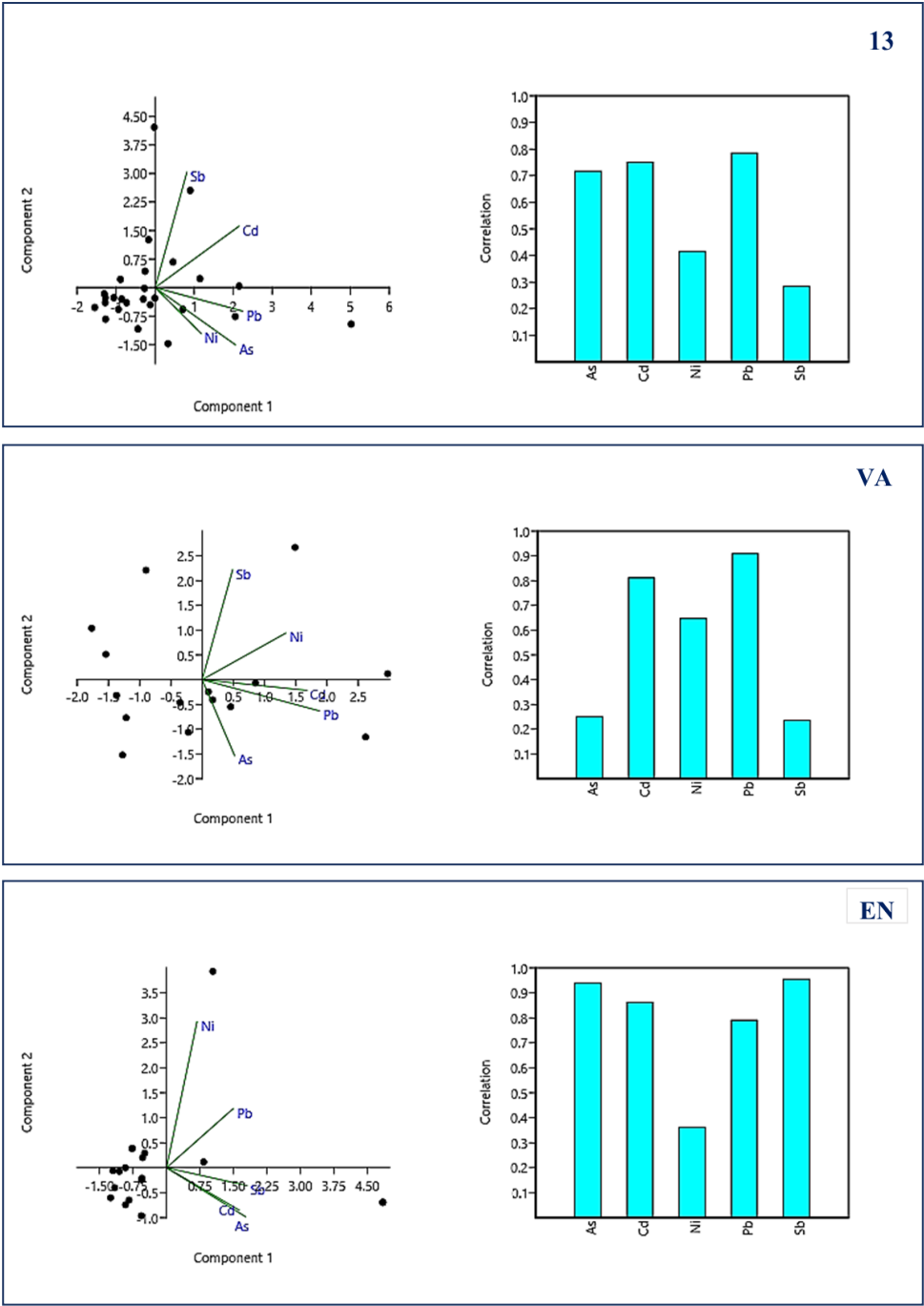
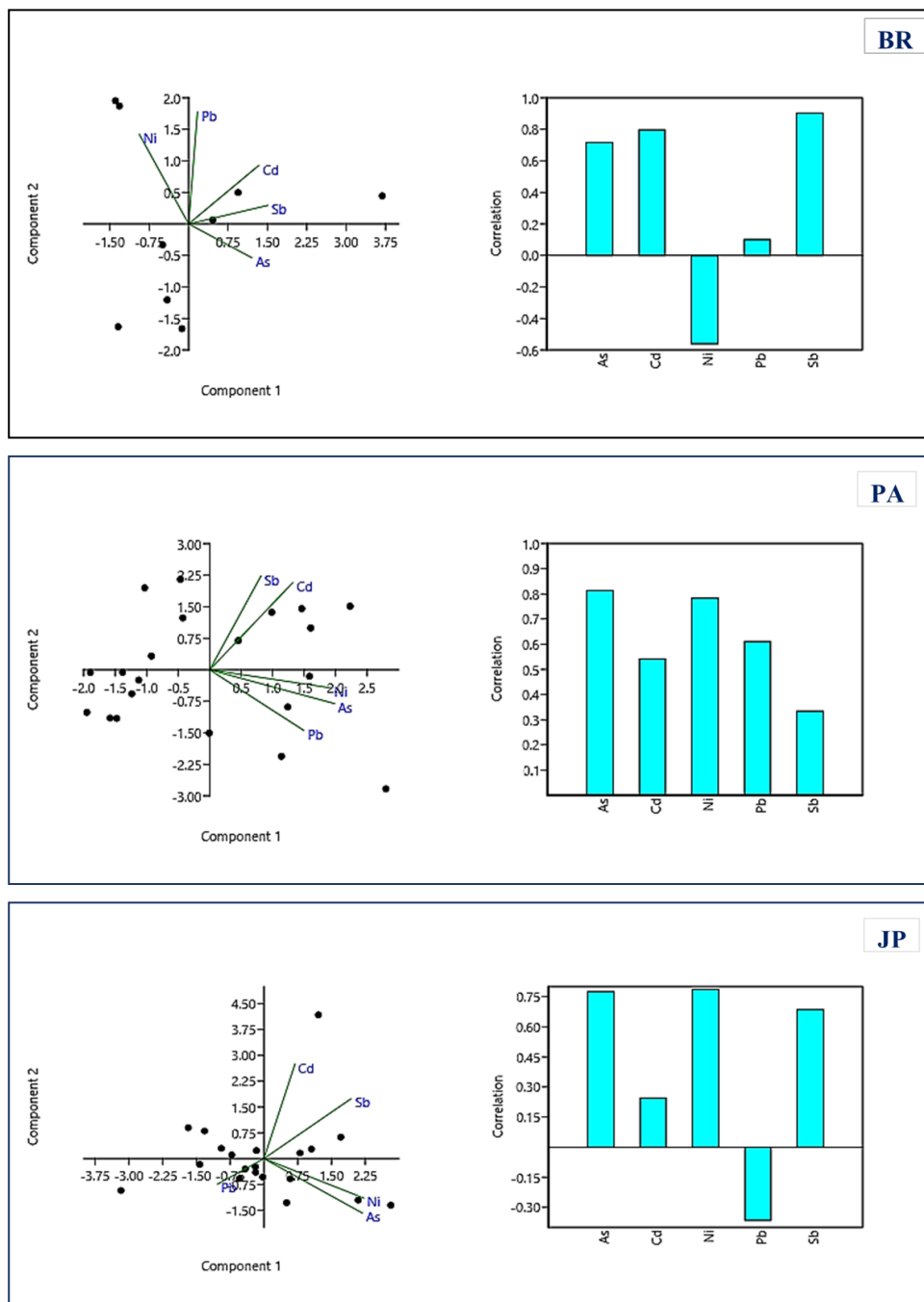


Figura 19 - Resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) dos elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb quantificados em solos (●) de parques e praças da RMR.

Continuação



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O Autor

No Parque de Paulista, todas as correlações foram positivas com o fator 1, sendo que os elementos químicos As, Ni, e Pb apresentam as maiores correlações provavelmente tiveram uma origem em comum, assim como Cd e Sb (Figura 19). Na Praça de J. Paulista, cargas fatoriais positivas para As, Cd, Ni, Sb e negativa para Pb possivelmente indicaram fontes diferenciadas desses elementos químicos, todavia As e Ni tiveram uma possível fonte em comum, assim como Cd e Sb. Para esses dois elementos químicos essa associação foi observada no Parque 13 de Maio, Parque Eng. do Meio, Praça Eng. do Meio BR-101, Parque de Paulista e Praça de J. Paulista conforme mostra a Figura 19. Com relação ao Cd, esse elemento químico apresentou uma maior divergência de acordo com as correlações com os elementos químicos As, Ni e Pb, menos para o parque Engenho do Meio.

4.3.3 Análise de agrupamento

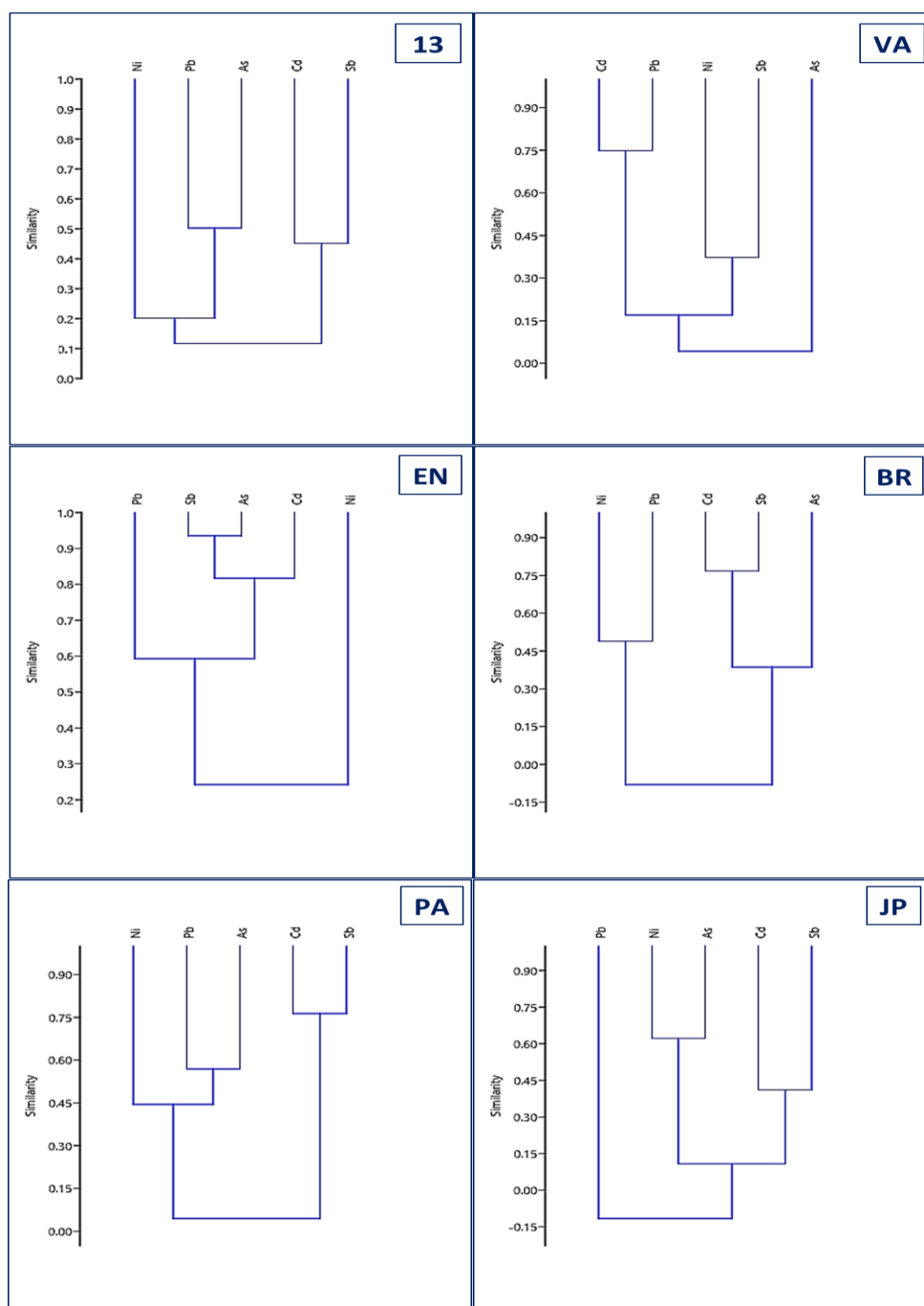
Na Figura 20, é possível visualizar os dendrogramas obtidos para as variáveis estudadas a partir do método simples de agrupamento e medida de distância de correlação. A análise de agrupamento corrobora com os resultados observados na PCFA, sendo visualmente mais fácil identificar as similaridades para os comportamentos dos elementos químicos nos solos.

No Parque 13 de Maio, os elementos químicos em estudo foram agrupados em dois grupos, em que Ni não foi agrupado com os outros elementos químicos, sugerindo ser de uma fonte diferenciada. As e Pb foram agrupados com um grau de similaridade de 0,5 e Cd e Sb com 0,45 como observado para os agrupamentos de acordo com os resultados de PCFA (Figura 20).

Na Praça da Várzea, houve destaque para a correlação entre Ni e Sb com similaridade de 0,4 e para Cd e Pb com similaridade de 0,75 (Figura 20). O elemento químico As não apresentou agrupamento com os outros elementos químicos, o que sugere ser de uma fonte distinta no local. Esses resultados também foram semelhantes àqueles obtidos na PCFA (Figura 19).

No Parque do Eng. do Meio, os elementos químicos Ni (similaridade de 0,3) e Pb (0,6) não foram agrupados com os outros elementos químicos. As e Sb apresentaram comportamento similar com similaridade de 0,95, porém a associação com Cd (0,8) demonstrou uma origem distinta entre esses dois grupos. Comparando-se com os resultados do PCFA, os dendrogramas demonstraram uma melhor representação visual sobre a associação desses elementos químicos.

Figura 20 - Análise de cluster para elementos tóxicos em solos de praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Arsênio com 0,4 de similaridade não foi agrupado com os outros elementos químicos sendo oposto a Ni demonstrando uma fonte heterogênea na Praça do Eng. do Meio BR-101, apenas foi observado um alto índice de similaridade entre Sb e Cd. Estas mesmas associações foram observadas para os resultados da PCFA.

Nos locais estudados no Município do Paulista, o Parque de Paulista apresentou Cd e Sb agrupados com 0,75 de similaridade. O agrupamento entre As, Ni e Pb sugeriu duas fontes distintas para esses elementos químicos. De acordo com os valores obtidos para os solos da Praça de J. Paulista, as associações não foram tão claras, pois a maior similaridade foi 0,60 (Figura 20). O elemento químico Pb foi o menos associado aos demais elementos químicos, apontando para a complexidade na determinação de fontes para os ambientes urbanos. De maneira geral, todos os resultados da análise de agrupamentos foram alinhados aos obtidos pela PCFA.

4.3.4 Qualidade ambiental dos solos dos parques e praças da RMR

Recentemente, os solos superficiais de áreas verdes urbanas estão cada vez mais suscetíveis a receberem poluentes do entorno ou de atividades *in situ* por meio de deposição seca e úmida. Dentre os diversos poluentes, as metalotoxinas são preocupantes devido à sua bioacumulação, toxicidade e persistência, que afetam negativamente o bem-estar (FERREIRA, 2016; FERNÁNDEZ et al., 2018).

A Tabela 27 apresenta os valores médios das concentrações em mg kg^{-1} dos elementos químicos determinados nos solos sob a projeção de árvores das praças da RMR. De modo geral, as concentrações médias variaram em todos os locais amostrados de 0,02 a $1,94 \text{ mg kg}^{-1}$ para As, de 0,01 a $2,45 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cd, de 0,02 a $18,6 \text{ mg kg}^{-1}$ para Ni, de 0,79 a 138 mg kg^{-1} para Pb e de 0,004 a $0,18 \text{ mg kg}^{-1}$ para Sb. Para as concentrações máximas, observaram-se variações de 0,83 a $1,94 \text{ mg kg}^{-1}$ para As, de 0,09 a $2,45 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cd, de 2,35 a $29,3 \text{ mg kg}^{-1}$ para Ni, de 17,5 a 138 mg kg^{-1} para Pb e de 0,02 a $0,18 \text{ mg kg}^{-1}$ para Sb.

As concentrações dos elementos químicos foram bastante variáveis com coeficientes de variação total atingindo aproximadamente 288% para As, 276% para Cd, 107% para Pb, 118% para Ni e 71% para Sb ao considerar todos os solos analisados. Com isso, estima-se grande variabilidade pedogenética ou influência da poluição sobre os solos urbanos. Vale ressaltar que os solos podem não ser nativos de cada região, sendo retirados de outros locais do Estado de Pernambuco.

Tabela 27 – Estatística descritiva das concentrações (mg kg⁻¹) de As, Cd, Ni, Pb e Sb nos solos.

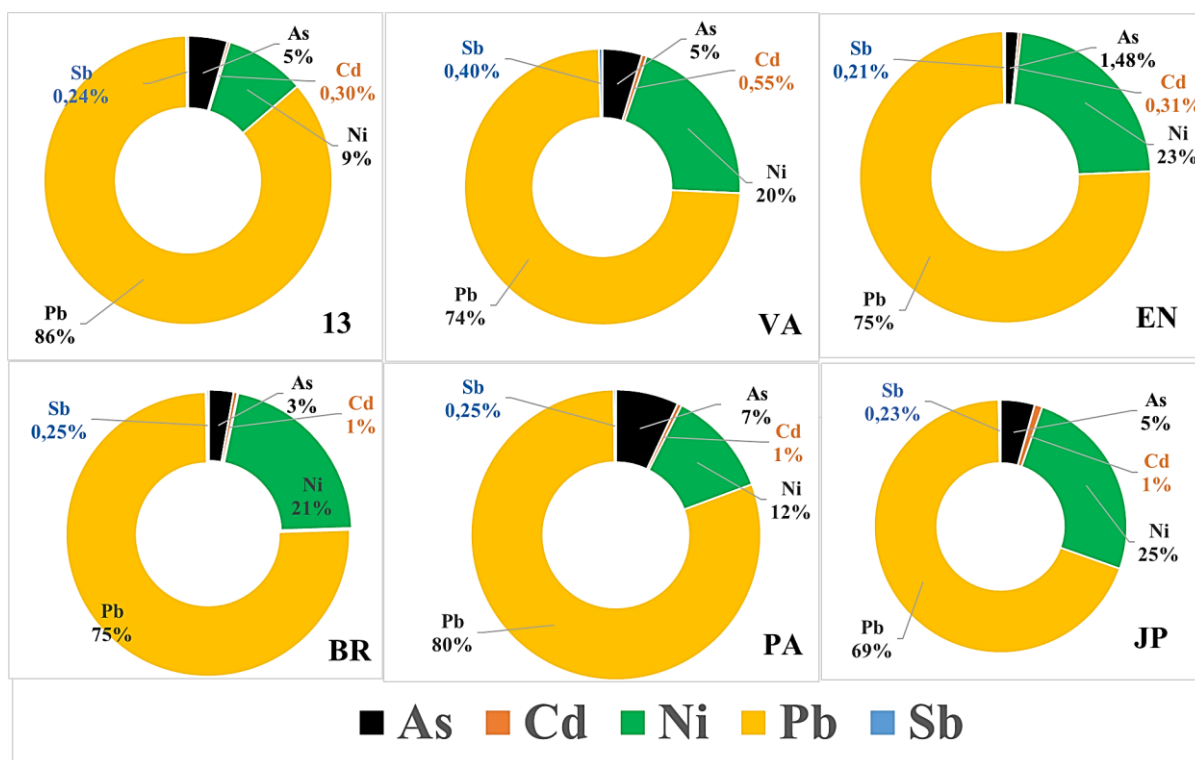
Local	Estatística	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	Média	0,94	0,06	1,91	18,3	0,05
	Mediana	0,83	0,05	1,64	12,3	0,04
	Max	1,94	0,14	8,75	138	0,18
	Min	0,22	0,02	0,07	3,59	0,02
	CV%	45	54	91	138	72
	n	26	22	24	26	26
Praça da Várzea	Média	0,68	0,08	2,98	10,8	0,06
	Mediana	0,68	0,09	2,64	10,9	0,04
	Max	1,08	0,13	5,05	17,5	0,15
	Min	0,33	0,03	1,59	6,34	0,02
	CV%	32	33	37	28	59
	n	15	15	15	15	15
Parque do Eng. Do Meio	Média	0,18	0,04	2,68	8,95	0,03
	Mediana	0,11	0,04	0,71	7,39	0,02
	Max	0,83	0,24	29,3	27,5	0,02
	Min	0,02	0,01	0,02	0,01	0,006
	CV%	125	94	194	93	115
	n	11	6	11	15	14
Praça do Eng. Do Meio BR-101	Média	0,40	0,06	3,09	10,9	0,04
	Mediana	0,42	0,06	1,58	12,7	0,03
	Max	0,87	0,10	17,5	17,5	0,07
	Min	0,11	0,06	0,05	3,24	0,017
	CV%	56	36	116	40	43
	n	7	7	8	9	9
Parque de Paulista	Média	0,80	0,05	1,34	9,12	0,03
	Mediana	0,73	0,05	1,13	7,75	0,02
	Max	1,11	0,09	2,35	26,8	0,07
	Min	0,54	0,05	0,58	4,50	0,004
	CV%	21	43	41	50	69
	n	21	21	21	21	19
Praça de J. Paulista	Média	0,84	0,19	4,81	13,3	0,04
	Mediana	0,85	0,06	4,80	9,06	0,04
	Max	1,36	2,45	15,1	54,4	0,07
	Min	0,41	0,19	0,13	5,75	0,022
	CV%	27	271	64	94	22
	n	20	20	20	20	20
Todas os Parques e Praças	Média	0,73	0,09	2,72	12,5	0,04
	Mediana	0,74	0,06	1,85	9,25	0,04
	Max	1,94	2,45	18,6	138	0,18
	Min	0,02	0,01	0,02	0,79	0,004
	CV%	288	276	107	118	71
	n	100	91	99	104	103

Fonte: O Autor

A contribuição percentual dos elementos químicos estudados em solos dos parques e praças da RMR estão presentes na Figura 21. Pb apresentou a maior concentração percentual em todos os locais estudados com valores acima de 69%, o que já seria esperado, pois este elemento químico é um dos maiores poluentes atuais (WANG, M. et al., 2019; WANG, X. et

al., 2019). Níquel foi o segundo em contribuição percentual variando entre 9 e 25% nos solos das áreas verdes urbanas. Arsênio esteve em terceiro lugar com variação de 1,4 a 7%, seguido por Cd com variação de 0,3 a 1% e Sb com a menor concentração percentual (média de 0,3%).

Figura 21 - Contribuição percentual dos elementos químicos tóxicos para os solos das praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Quando comparados os resultados das concentrações médias (que definem os parques e praças como um todo) com os padrões brasileiros de qualidade de solos estabelecidos pelo CONAMA-420, nenhuma concentração dos elementos químicos determinados neste estudo esteve acima dos valores de referência como observado na Tabela 28. Comparando com os valores de referência estabelecidos da CETESB para o estado de São Paulo, apenas o elemento químico Pb no Parque 13 de Maio estiveram acima do limite.

Quando comparado com os valores de referência estabelecidos pela Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH, o elemento químico As apresentou concentrações superiores aos valores de prevenção para o Parque 13 de Maio, Parque de Paulista, Praça da Várzea e Praça

de J. Paulista. No caso do elemento químico Pb, o Parque 13 de Maio e a Praça de J. Paulista também apresentaram valores superiores aos estabelecidos pela CPRH (Tabela 28).

Tabela 28 – Concentrações médias (mg kg^{-1}) dos solos em praças da RMR. Destaque os valores acima da normativa do CPRH.

Local		Elemento químico tóxico				
		As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio		0,94	0,06	1,91	18,4	0,05
Praça da Várzea		0,68	0,08	2,98	10,8	0,06
Parque do Eng. Do Meio		0,18	0,04	2,68	8,95	0,03
Praça do Eng. Do Meio BR-101		0,40	0,06	3,09	10,9	0,04
Parque de Paulista		0,80	0,05	1,34	9,12	0,03
Praça de J. Paulista		0,84	0,19	4,81	13,3	0,04
Valores	Prevenção	15	1,3	30	72	2
CONAMA	Investigação	55	8	100	300	10
Valores CPRH	Prevenção	0,6	< 0,5	9	13	0,2
	Investigação	-	-	-	-	-
Valores	Prevenção	3,5	< 0,5	13	17	< 0,5
CETESB	Investigação	-	-	-	-	-

Valores da CONAMA- 420, Instrução normativa CPRH nº 007/2014 e CETESB, 2014

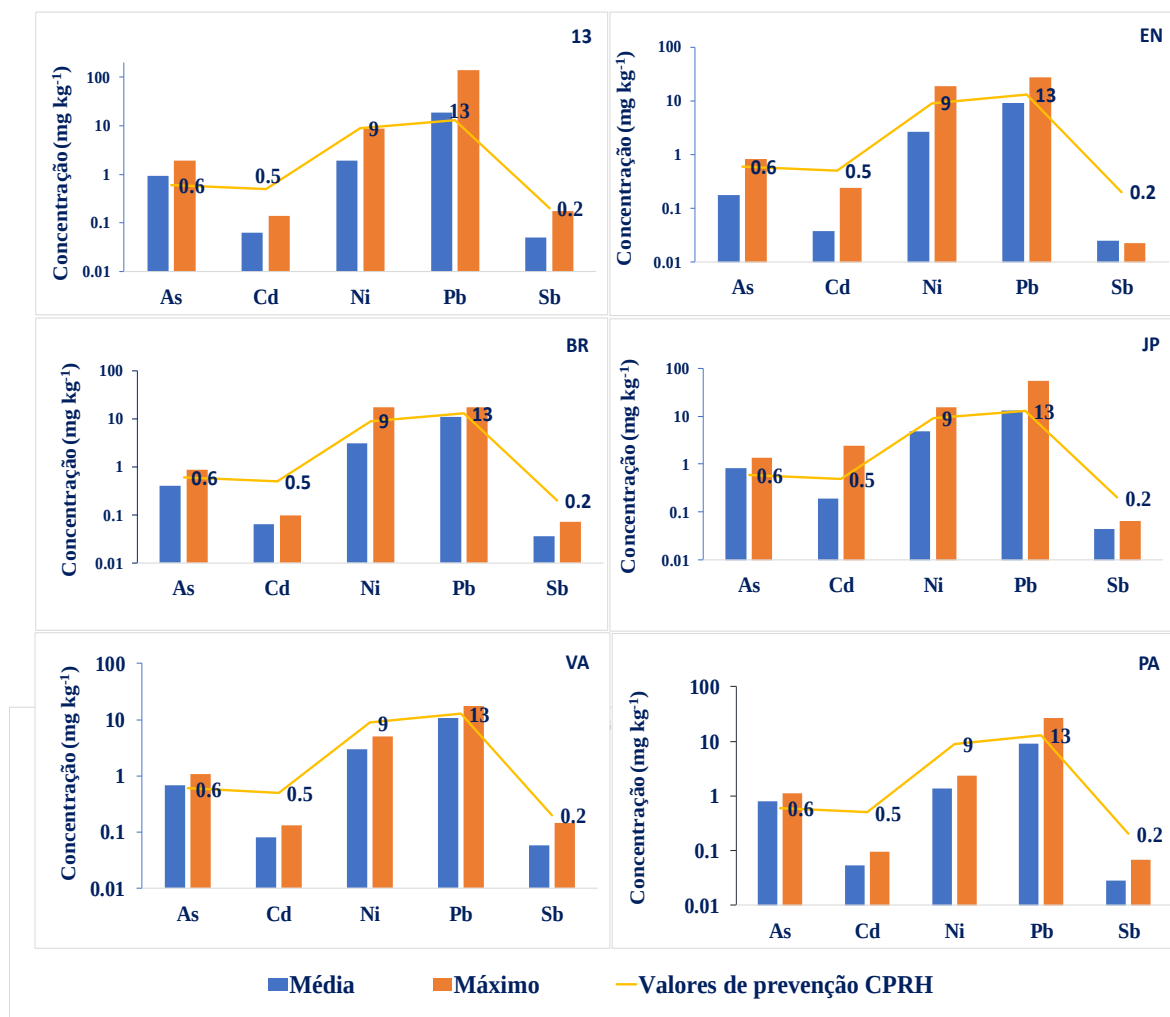
Fonte: O autor

Os gráficos da Figura 22 foram construídos com base nos valores estabelecidos pela CPRH, não empregando os valores de prevenção estabelecidos pela CONAMA-420 e CETESB, já que a Norma CONAMA-460 sugere o emprego de valores de referência locais. Levando em consideração as concentrações máximas obtidas em alguns pontos dentro dos parques e praças estudados, os valores de As, por exemplo, estiveram acima dos limites de referência em todas os locais amostrados. No caso do Cd, as concentrações máximas na Praça de J. Paulista estiveram acima dos valores de referência propostos pela CPRH (Figura 22).

Para o elemento químico Ni, as concentrações máximas obtidas no Parque do Eng. do Meio, na Praça do Eng. do Meio BR-101 e Praça J. Paulista estiveram acima dos valores estabelecidos pelo CETESB e CPRH (Figura 22). No caso de Pb, as concentrações máximas obtidas no Parque 13 de Maio estiveram acima do valor estabelecido pelo CONAMA-420, e

em todos os outros parques e praças estão acima dos limites estabelecidos pela CETESB e CPRH.

Figura 22 - Concentrações médias e máximas em (mg kg^{-1}) para solos nas praças estudadas e suas respectivas concentrações estabelecidas pelo CPRH n° 007/2014.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

As concentrações dos elementos químicos determinados nos solos das áreas verdes estiveram abaixo dos valores de referência estabelecidos pela CONAMA-420 e valores de referências da CETESB. Notou-se que os valores propostos pelo CONAMA e pela CETESB se mostraram superiores aos estabelecidos pela CPRH. Apenas antimônio não apresentou valores acima dos estabelecidos pela CPRH.

Quando observadas as concentrações médias e máximas de As, os valores estiveram acima do valor estabelecido, já a concentração máxima de $1,94 \text{ mg kg}^{-1}$ apresentou-se três vezes superior ao definido pela CPRH. Chumbo com concentração máxima de 138 mg kg^{-1} foi 10 vezes superior ao limite estabelecido pela norma no Parque 13 de Maio (Figura 22). As e Pb também estiveram acima dos valores de referência na Praça da Várzea. Isso se repetiu para os elementos químicos As e Pb no Parque Eng. do Meio. Nesse parque, as concentrações máximas de As, Ni e Pb mostraram-se três vezes superior ao limite de referência, essa mesma dinâmica foi observada na Praça do Eng. do Meio BR-101. No Parque de Paulista, as concentrações máximas de As e Pb estiveram acima dos valores do CPRH (Figura 22).

Na Praça de J. Paulista, a concentração de $2,45 \text{ mg kg}^{-1}$ de cádmio está cinco vezes acima do valor de referência. Em se tratando de Sb, os solos dos parques e praças parecem não estar contaminados, uma vez que a concentração máxima de $0,18 \text{ mg kg}^{-1}$ não ultrapassou o limite estabelecido pela legislação.

4.3.5 Fator de contaminação

A classificação do fator é definida como: $FC < 1$ indica um baixo fator de contaminação do solo; FC entre 1 e 3 um moderado fator de contaminação; entre 3 e 6 considerável fator de contaminação; $FC > 6$ indica alto fator de contaminação.

Na Tabela 29, estão compilados os valores obtidos para o fator de contaminação – FC considerando-se as concentrações médias, máximas e mínimas dos elementos químicos determinados nos solos e os valores de referência da CPRH. De acordo com as concentrações médias dos solos de todas as praças estudadas, a ordem $As > Pb > Ni > Sb > Cd$ foi observada, independentemente do local de estudo. De modo geral, os elementos químicos As, Cd e Pb foram os maiores responsáveis pela contaminação dos solos dos parques e praças estudados da RMR, em que valores de FC maiores que 4 indicaram um considerável fator de contaminação.

Com base nas concentrações médias, o Parque 13 de Maio, a Praça da Várzea, o Parque de Paulista e a Praça de Paulista apresentaram um fator moderado de contaminação. A Praça do Eng. do Meio BR-101 e o Parque do Eng. do Meio apresentaram um fator baixo. Quando se observaram os valores de FC com base nas concentrações máximas obtidas para o elemento químico arsênio, o valor máximo alcançou 3,24 no Parque 13 de Maio, o que corresponderia a um considerável grau de contaminação. Nas demais áreas verdes, este elemento químico foi classificado em moderado de acordo com os valores de FC.

Tabela 29 - Valores médio, máximo e mínimo do Fator de contaminação (FC) para os solos de parques e praças da RMR.

Área verde	Fator de contaminação	As	Cd	Ni	Pb	Sb	PLI
Parque 13 de Maio	Médio	1,57	0,13	0,21	1,41	0,25	0,616
	Máximo	3,24	0,28	0,97	10,7	0,88	14,30
	Mínimo	0,37	0,04	0,01	0,28	0,08	0,008
Praça da Várzea	Médio	1,13	0,16	0,33	0,83	0,29	0,601
	Máximo	1,81	0,26	0,56	1,35	0,73	2,553
	Mínimo	0,56	0,07	0,18	0,49	0,08	0,082
Parque do Eng. Do Meio	Médio	0,29	0,07	0,30	0,69	0,13	0,119
	Máximo	1,39	0,49	2,07	2,12	0,12	2,921
	Mínimo	0,03	0,01	0,002	0,004	0,02	1,20E-05
Praça do Eng. Do Meio BR-101	Médio	0,67	0,13	0,34	0,84	0,18	0,331
	Máximo	1,45	0,20	1,95	1,35	0,35	2,566
	Mínimo	0,18	0,13	0,01	0,25	0,09	0,009
Parque de Paulista	Médio	1,33	0,11	0,15	0,70	0,14	0,228
	Máximo	1,85	0,19	0,26	2,06	0,33	1,246
	Mínimo	0,90	0,11	0,06	0,35	0,02	0,035
Praça de J. Paulista	Médio	1,40	0,38	0,53	1,02	0,22	1,269
	Máximo	2,26	4,89	1,67	4,19	0,33	25,19
	Mínimo	0,69	0,38	0,01	0,44	0,11	0,068

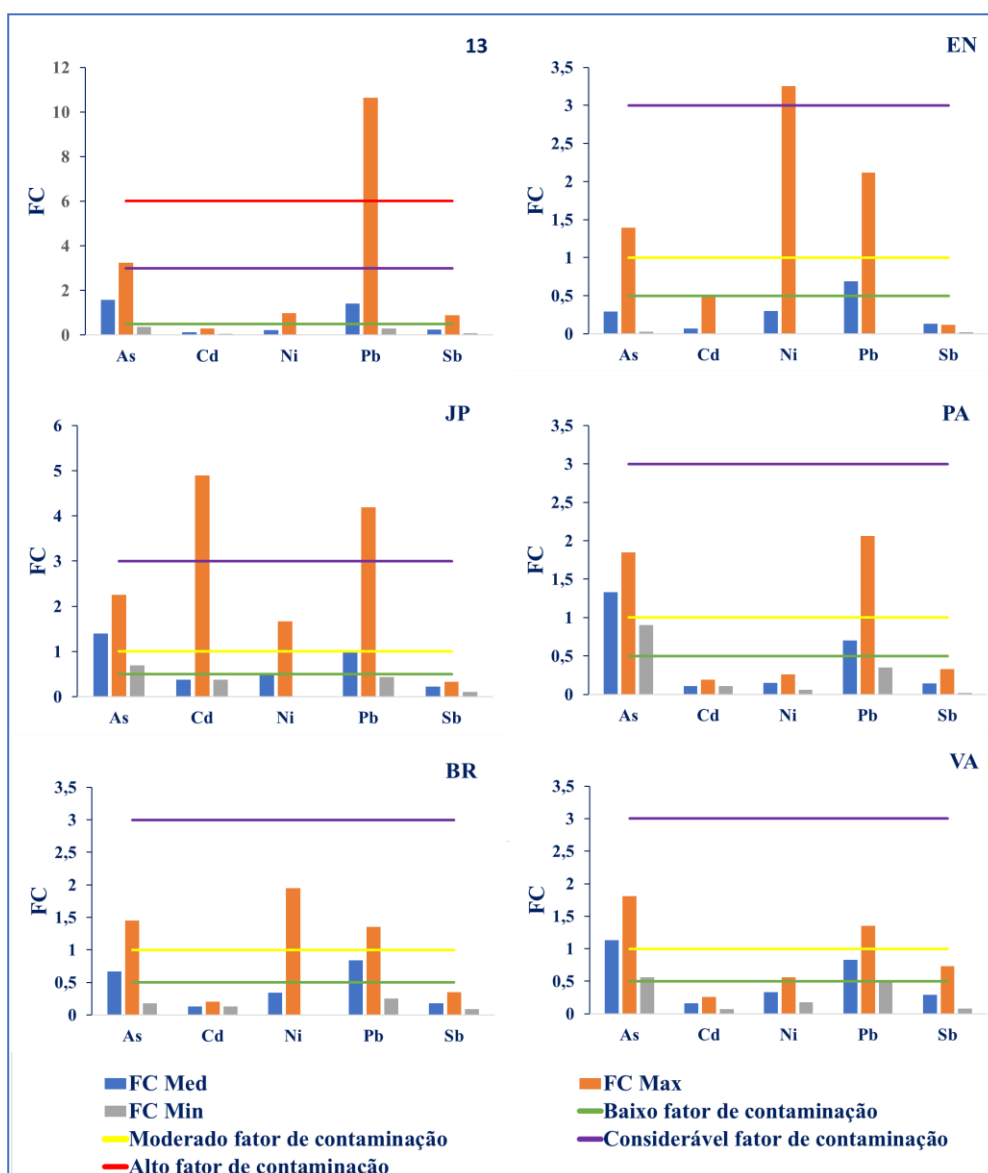
Fonte: O Autor

O elemento químico chumbo apresentou valores entre 0,28 e 10,65, indicando um alto grau de contaminação no Parque 13 de Maio; um nível moderado para o Praça da Várzea com valores entre 0,49 e 1,35 e para o Parque Eng. do Meio com 0,004 a 2,12 e considerável para a Praça de Paulista com valores na faixa de 0,44 - 4,19. Na praça de Jardim Paulista, os valores de FC de chumbo variaram entre 0,44 e 4,19, sendo classificada como consideravelmente contaminada. Na maior parte das vezes, chumbo é oriundo de deposição atmosférica que, associado à sua baixa mobilidade, pode provocar o enriquecimento desse elemento químico nas camadas superficiais de solo (KABATA PENDIAS, 2007; WANG, X., et al., 2019).

Para o elemento químico Cd, os resultados de FC estiveram entre 0,01 e 4,89, indicando um considerável fator de contaminação em alguns pontos da Praça de J. Paulista. Nos demais parques e praças estudados, o fator de contaminação foi baixo para este elemento químico. O níquel apresentou fator de contaminação mais elevado no Parque Eng. do Meio (máximo de

3,25), sendo considerado o parque como moderado em termos de contaminação do solo. Para a Praça Eng. do Meio BR-101, a faixa de variação de FC esteve entre 0,01 e 1,95, enquanto, para a Praça de J. Paulista, os resultados variaram entre 0,01 e 1,67, resultando que ambas as praças foram classificadas como moderadamente contaminadas de acordo com a Figura 23. Para Sb, não foi observado alto nível de contaminação nos solos dos parques e praças da RMR.

Figura 23 - Fatores de contaminação médios, máximos e mínimos e os limites de FC para a classificação do grau de contaminação das áreas verdes estudadas.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

O fator de contaminação com base nas concentrações médias para os elementos tóxicos nos solos das praças da Região Metropolitana do Recife em ordem decrescente: Parque 13 de Maio: As > Pb > Sb > Ni > Cd; Praça da Várzea: As > Pb > Ni > Sb > Cd; Parque Eng. do Meio: Pb > Ni > As > Sb > Cd; Praça Eng. do Meio BR-101: Pb > As > Ni > Sb > Cd; Parque de Paulista: As > Pb > Ni > Sb > Cd e Praça de J. Paulista: As > Pb > Ni > Cd > Sb.

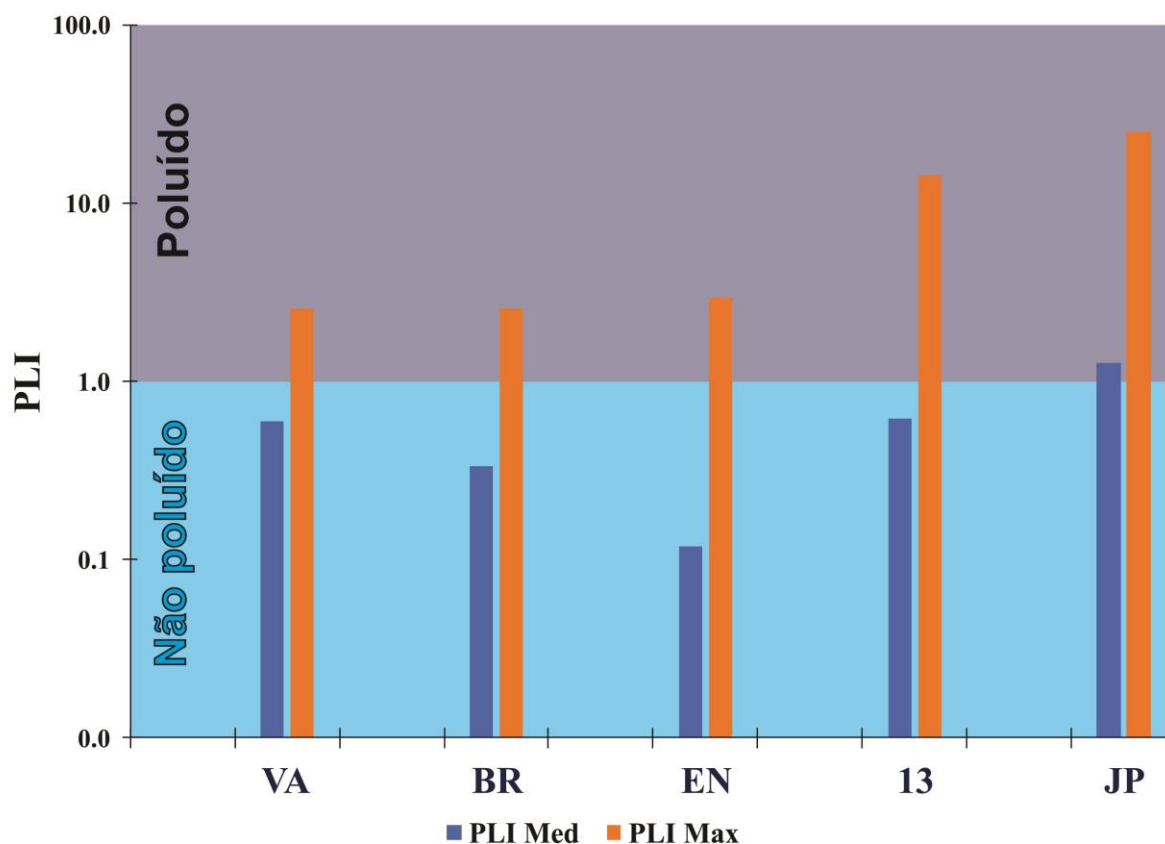
De todas as amostras de solos analisadas nas áreas verdes urbanas da RMR, 55% apresentaram $FC_{Max} < 1$ e 20%, $FC_{Max} > 1$ para concentrações dos elementos químicos estudados, o que implicou no fato de todas as praças e parques apresentarem pontos de contaminação. Arsênio e chumbo foram responsáveis pelos maiores fatores de contaminação seguidos pelos elementos Ni e Cd, como pode ser observado na Figura 23.

Desse modo, as diferentes praças e parques estão sujeitos a diferentes fontes antropogênicas de poluentes. Arsênio, chumbo e cádmio foram os principais elementos químicos de fontes antropogênicas presentes nestes locais, são comprovadamente tóxicos e cancerígenos e podem potencialmente danificar comunidades ecológicas e causar danos à saúde (WANG, X. et al., 2019; WANG, M. et al., 2019).

Também presente na Tabela 29, o Índice de carga de poluição (PLI) fornece meios comparativos para avaliar a qualidade do local, em que valor de $PLI < 1$ indica local não poluído, mostrando que apenas os níveis basais de poluentes estão presentes. Por outro lado, $PLI > 1$ indicaria deterioração da qualidade do local conforme a Tabela 10. Como pode ser observado na Figura 24, de acordo com o PLI calculado com base nas concentrações médias, a Praça de J. Paulista com PLI igual a 1,269 foi o único local que apresentou um certo grau de deterioração.

Quando se leva em consideração as concentrações máximas obtidas nos parques e praças, a Praça J. Paulista com $PLI = 25,2$ e o Parque 13 de Maio com $PLI = 14,3$ apresentaram-se com uma grande carga de poluentes. No Parque Eng. do Meio com $PLI = 2,92$, na Praça Eng. do Meio BR-101 com $PLI = 2,56$, na Praça da Várzea com $PLI = 2,55$ e na Praça de Paulista com $PLI = 1,24$, foi visível que todos os locais de estudo demonstraram algum grau de poluição. Observando todos parques e praças, o PLI em valores decrescentes apresentou a seguinte ordem: Praça J. Paulista > Parque 13 de Maio > Parque Eng. do Meio > Praça Eng. do Meio BR-101 > Praça da Várzea > Praça de Paulista.

Figura 24 - Índices de carga de poluição médias, máximos e mínimos e os limites de PLI para a classificação da carga de poluentes nas áreas verdes estudadas.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

4.3.6 Fator de Enriquecimento

O fator de enriquecimento (FE) foi calculado como a relação entre a concentração de elementos químicos no solo superficial e a de referência considerando as concentrações de Th (considerado um metal conservativo no solo). A Tabela 30 mostra os valores de enriquecimento nas praças e parques da RMR.

Tabela 30 -Valores médio, máximo e mínimo do Fator de enriquecimento (FE) para os solos de parques e praças da RMR.

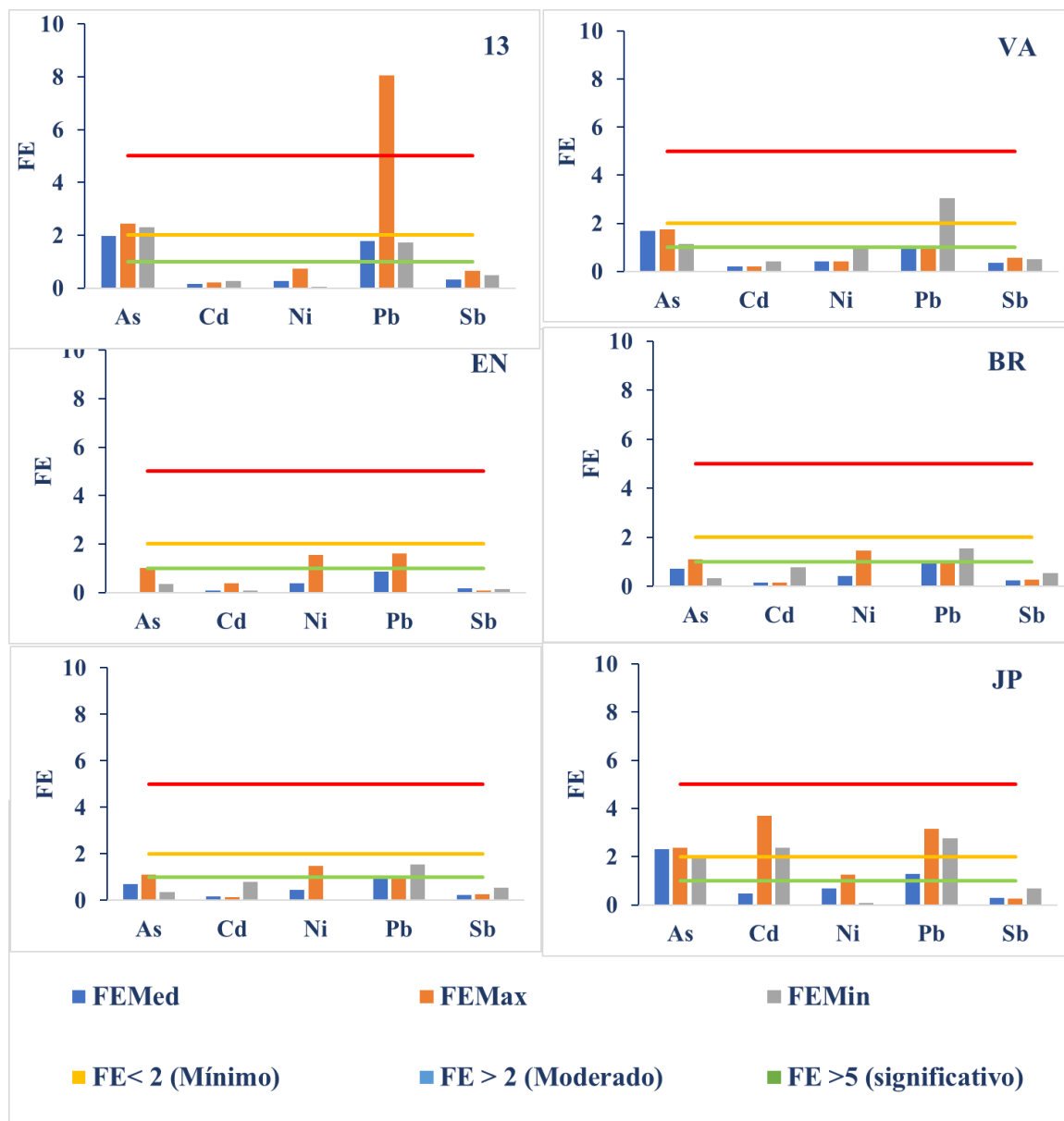
Local	FE	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	Médio	1,98	0,16	0,27	1,78	0,32
	Máximo	2,44	0,21	0,73	8,04	0,66
	Mínimo	2,30	0,27	0,05	1,71	0,49
Praça da Várzea	Médio	1,69	0,20	0,42	1,04	0,37
	Máximo	1,74	0,20	0,42	1,02	0,55
	Mínimo	1,13	0,43	1,09	3,03	0,51
Parque do Eng. do Meio	Médio	0,63	0,09	0,37	0,87	0,16
	Máximo	1,01	0,37	1,56	1,60	0,09
	Mínimo	0,34	0,06	0,01	0,002	0,14
Praça do Eng. do Meio BR-101	Médio	0,71	0,16	0,43	1,06	0,23
	Máximo	1,09	0,15	1,47	1,02	0,27
	Mínimo	0,34	0,78	0,04	1,549	0,54
Parque de Paulista	Médio	1,95	0,14	0,19	0,88	0,18
	Máximo	6,36	0,14	0,20	1,56	0,25
	Mínimo	1,39	0,67	0,40	2,15	0,14
Praça de J. Paulista	Médio	2,30	0,48	0,67	1,29	0,28
	Máximo	2,36	3,69	1,26	3,16	0,25
	Mínimo	2,00	2,38	0,09	2,75	0,68
Todas as Praças	Médio	1,79	0,23	0,38	1,22	0,26
	Máximo	2,35	3,69	1,56	8,04	0,66
	Mínimo	0,34	0,06	0,01	0,38	0,14

Fonte: O Autor.

A classificação deste fator é definida como: $FE < 2$ indica deficiência de enriquecimento mínimo, FE entre 2 e 5, moderado enriquecimento, FE entre 5 e 20, enriquecimento significativo, FE entre 20 e 40, muito alto enriquecimento e $FE > 40$, extremamente alto enriquecimento.

Com base nas concentrações médias, apenas a Praça de J. Paulista apresenta um moderado enriquecimento com $FE = 2,3$ para As. Os solos de outros locais coletados foram afetados pelo enriquecimento mínimo para todos os elementos químicos conforme observado na Figura 25.

Figura 25 - Fatores de enriquecimento médios, máximos e mínimos e os limites de FE para a classificação do grau de enriquecimento das áreas verdes estudadas.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Analisando o fator de enriquecimento com base nas concentrações máximas, foi possível observar o enriquecimento moderado e significativo para As com FE = 2,44 e Pb com FE = 8,04, respectivamente, em alguns pontos do Parque 13 de Maio. Na praça de J. Paulista, os solos com concentrações máximas demonstraram pontos com enriquecimento moderado para As com FE = 2,36, Cd com FE = 3,69 e Pb com FE = 3,16. Na Praça da Várzea observa-se enriquecimento moderado FE = 3,03 e Parque de Paulista FE = 2,15. Os Parque Eng. do

Meio, Praça do Eng. do Meio BR-101 apresentaram apenas um enriquecimento mínimo. Com relação às concentrações mínimas, alguns pontos no Parque 13 de Maio apresentaram um enriquecimento moderado para o elemento químico As com FE = 2,3, na Praça da Várzea para Pb com FE = 3,03, no Parque de Paulista para Pb com FE = 2,15 e Praça de J. Paulista para os elementos químicos As com FE = 2,0, Cd com FE = 2,38 e Pb com FE = 2,75.

Os valores de FE variaram entre os diferentes locais no intervalo de 0,34 a 6,36 para As; 0,06 a 3,69 para Cd; 0,01 a 1,56 para Ni; 0,002 a 8,04 para Pb e 0,14 a 0,68 para Sb (Tabela 30). Assim, sugere-se que os FEs corroborariam a hipótese, já derivada pela tendência dos FCs, que As, Cd, Ni, Pb e Sb dependem de fatores de deposição do ar mais do que em intemperismo do substrato (WANG, et al. 2019).

As sequências decrescentes de FE com base nos valores médios encontradas para o Parque 13 de Maio, na Praça da Várzea, no Parque do Eng. do Meio, na Praça do Eng. do Meio BR-101, no Parque de Paulista e na Praça de J. Paulista foram: As>Pb>Sb>Ni>Cd; As>Pb>Ni>Sb>Cd; Pb>As>Ni>Sb>Cd; Pb>As>Ni>Sb>Cd; As>Pb>Ni>Sb>Cd e As>Pb>Ni>Sb>Cd, respectivamente. De modo geral, os elementos químicos As, Pb e Ni apresentam um maior enriquecimento nos solos dos locais pesquisados.

4.3.7 Índice de Geoacumulação

O nível de poluição foi dividido em sete graus, da seguinte maneira: $I_{geo} \leq 0$, não contaminado (classe 0); $I_{geo} \leq 1$, não contaminado a moderado contaminado (classe 1); $1 < I_{geo} \leq 2$, moderadamente contaminado (Classe 2); $2 < I_{geo} \leq 3$, a fortemente contaminado (Classe 3); $3 < I_{geo} \leq 4$, altamente contaminado (classe 4); $4 < I_{geo} \leq 5$, muito contaminado (classe 5); $I_{geo} < 5$, extremamente contaminado (Classe 6).

Os resultados de I_{geo} médio, máximo e mínimo de elementos tóxicos no solo são mostrados na Tabela 31. O I_{geo} médio diminuiu nos solos das praças da RMR nas seguintes ordem: Pb > Ni > As > Cd > Sb para o Parque 13 de Maio; Pb > Ni > As > Cd > Sb para a Praça da Várzea; Pb > Ni > As > Cd > Sb para o Parque Eng. do Meio; Pb > Ni > As > Cd > Sb para a Praça Eng. do Meio BR-101; Pb > Ni > As > Cd > Sb para o Parque de Paulista e Pb > Ni > As > Cd > Sb para a Praça de J. Paulista.

Tabela 31 - Valores do índice de geoacumulação - I_{geo} para solos de praças e parques da RMR.

Área verde	Índice de geoacumulação	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	Médio	-1,52	-1,23	-3,87	-0,29	-2,58
	Máximo	-0,48	-0,11	-1,67	2,62	-0,77
	Mínimo	-3,60	-2,78	-8,64	-2,65	-4,24
Praça Várzea	Médio	-1,99	-0,90	-3,23	-1,07	-2,37
	Máximo	-1,32	-0,20	-2,47	-0,36	-1,04
	Mínimo	-3,02	-2,12	-4,14	-1,83	-4,20
Parque do Eng. Do Meio	Médio	-3,95	-2,01	-3,38	-1,33	-3,56
	Máximo	-1,69	0,70	-0,58	0,29	-3,71
	Mínimo	-7,25	-4,84	-10,57	-12,07	-6,03
Praça do Eng. Do Meio BR-101	Médio	-2,74	-1,25	-3,18	-1,04	-3,07
	Máximo	-1,63	-0,61	-0,67	-0,36	-2,08
	Mínimo	-4,62	-1,25	-9,07	-2,80	-4,10
Parque de Paulista	Médio	-1,76	-1,48	-4,38	-1,30	-3,43
	Máximo	-1,28	-0,69	-3,57	0,25	-2,17
	Mínimo	-2,32	-1,48	-5,58	-2,32	-6,08
Praça de J. Paulista	Médio	-1,68	0,35	-2,53	-0,76	-2,78
	Máximo	-0,99	4,03	-0,89	1,27	-2,19
	Mínimo	-2,71	0,35	-7,76	-1,97	-3,78

Em destaque os valores positivos.

Fonte: O Autor

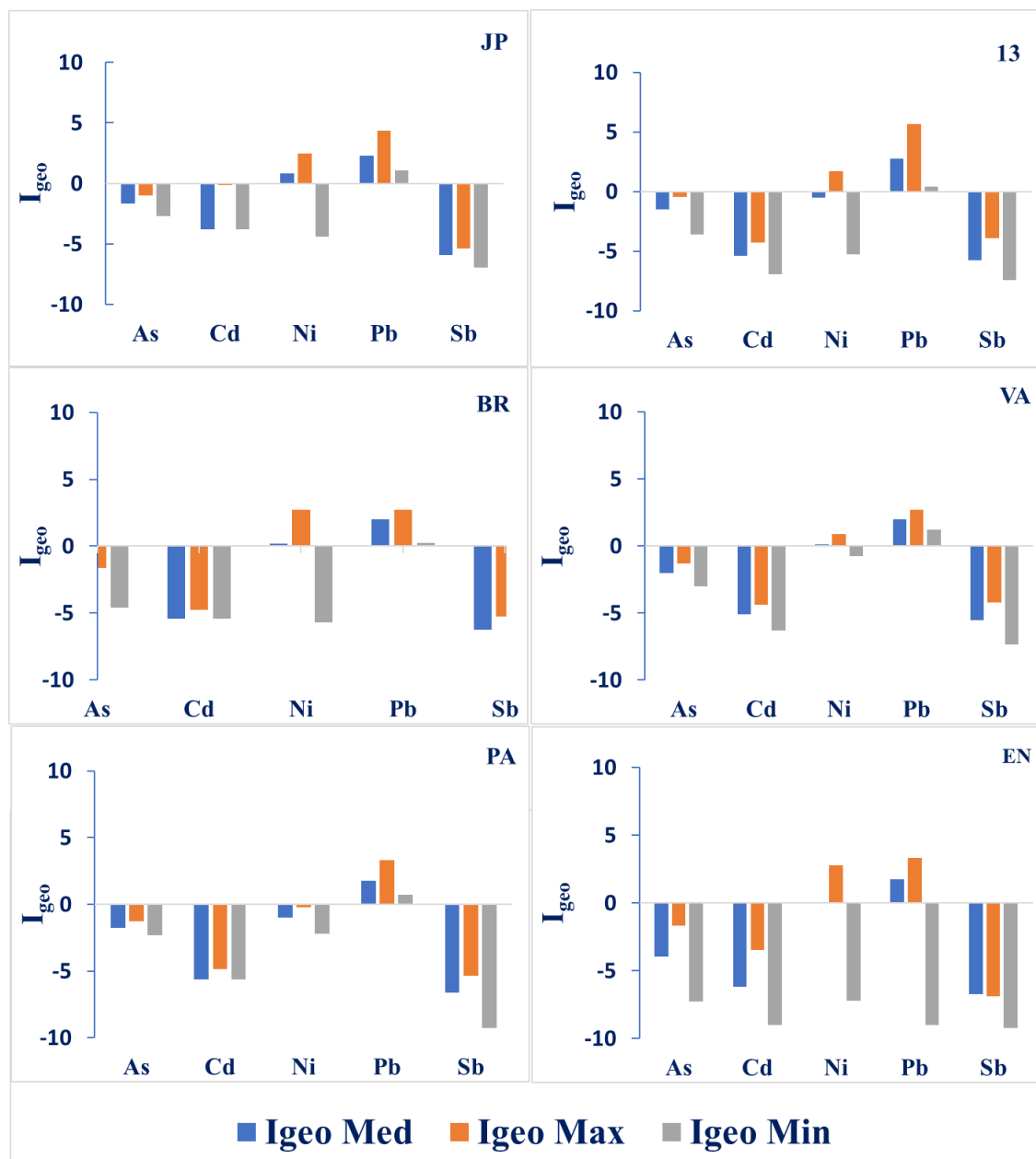
Avaliando todas as concentrações nos solos de todas as praças e parques estudados, I_{geo} diminuiu na seguinte ordem: $Pb > Ni > As > Cd > Sb$ evidenciando a maior influência dos elementos químicos chumbo, níquel e arsênio. Considerando todos os valores médios de I_{geo} , 26% dos dados foram superiores a 0, obtendo-se resultado semelhante em praças na China estudadas por Wang et al. (2019) que consideram que estes locais estiveram sob influência de poluentes de fontes antropogênicas.

Mesmo para essas praças com solo poluído (WANG, X. et al., 2019), assim como foi observado para a maioria dos resultados das áreas verdes da RMR, vários resultados negativos foram encontrados, necessitando-se de atenção para pontos com alta concentração de algum elemento químico em particular.

Além disso, os valores I_{geo} , a partir das concentrações médias do elemento químico Pb, permitiram a classificação dos solos como moderadamente a fortemente contaminados em todos os locais estudados. De acordo as concentrações máximas de Pb (Figura 26) com $I_{geo} = 2,62$ (classe 3), o Parque 13 de Maio foi classificado como fortemente contaminado; na Praça

da Várzea com $I_{geo} = -0,36$; no Parque Eng. do Meio $I_{geo} = 0,29$; na Praça Eng. do Meio BR-101 com $I_{geo} = -0,36$; no Parque de Paulista e na Praça de J. Paulista com $I_{geo} = 0,25$ e $1,27$ (classe 0 e 1), respectivamente, classificados como moderadamente contaminados.

Figura 26 - Valores de índice de geoacumulação médios, máximos e mínimos obtidos para os solos das praças estudadas e a indicação de ausência de acumulação indesejável.



Os valores desejáveis são menores que zero. (13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista.

Fonte: O autor

Para o elemento químico Ni, com base nos nas concentrações médias, nenhum local apresentou contaminação. Por outro lado, quando observadas concentrações máximas em alguns pontos, houve indícios de contaminação. A Praça de J. Paulista apresentou pontos fortemente contaminados por Cd. Ainda, há necessidade de se levar em consideração a dinâmica desse elemento químico no ecossistema conforme discutido na Seção 4.4.1. Este resultado sugere que a poluição foi pontual e grave em alguns pontos dentro das praças e parques, comportamento presente em todas as praças e parques estudados, porém em diferentes escalas. Diversos pontos nas praças estiveram mais suscetíveis à influência de contaminantes antropogênicos, mas deve-se levar em consideração que as concentrações elevadas foram observadas em alguns pontos.

Os índices de geoacumulação (I_{geo}) variaram de -7,25 a -0,48 para As; de -4,84 a 4,03 para Cd; de -10,57 a -0,58 para Ni; de -12,77 a 2,62 para Pb e de -6,08 a -0,77 para Sb. O valor máximo de I_{geo} foi preocupante para Cd e Pb. A comparação dos valores médios de I_{geo} entre as áreas verdes urbanas estudadas indicaram a seguinte ordem de contaminação: Praça J. Paulista > Parque 13 de Maio > Parque do Eng. do Meio > Praça Eng. Do Meio BR-101 > Praça de Paulista > Praça da Várzea conforme mostra a Figura 26.

Apesar de grande parte dos solos estudados apresentarem valores de $I_{geo} < 1$, esses solos não devem ser simplesmente classificados como não contaminados, porque esses valores podem estar relacionados aos baixos valores de concentrações naturais e não à ausência de acumulação de poluentes (WANG, X. et al., 2019).

4.3.8 Potencial de risco ecológico

No que diz respeito ao método de avaliação *Hakanson*, o índice de risco ecológico potencial de um único elemento químico (E_r^i) classificado como: $E_r^i < 40$ baixo potencial; $40 \leq E_r^i < 80$ moderado potencial; $80 \leq E_r^i < 160$ considerável potencial; $160 \leq E_r^i < 320$ grande potencial; $320 \leq E_r^i$ extremo potencial de risco; foram calculados para os elementos químicos estudados, cujos resultados podem ser vistos na Tabela 32.

Tabela 32 - Valores de risco ecológico (E_r^i) médios, máximos e mínimos e índice de risco abrangente (IR) para as praças e parques estudados.

Local	Risco ecológico E_r^i	E_r^{As}	E_r^{Cd}	E_r^{Ni}	E_r^{Pb}	E_r^{Sb}	IR
Parque 13 de Maio	Médio	15,7	3,8	1	7	1,8	29
	Máximo	32	8,3	4,9	53	6,2	104
	Mínimo	3,7	1	0	1,4	0,6	7
Praça da Várzea	Médio	11	4,8	1,7	4	2	24
	Máximo	18	7,8	2,8	6,7	5	40
	Mínimo	5,6	2	0,9	2,4	0,6	12
Parque do Eng. do Meio	Médio	2,9	2,2	1,5	3,5	0,9	11
	Máximo	13,9	14	10	10	0,8	49
	Mínimo	0,3	0,3	0	0	0,2	1
Praça do Eng. do Meio BR-101	Médio	6,7	3,8	1,7	4	1,3	18
	Máximo	14	5,9	9,7	6,7	2,5	39
	Mínimo	1,8	3,8	0	1,2	0,6	7
Parque de Paulista	Médio	13	3,2	0,7	3,5	1,0	21
	Máximo	18,5	5,6	1,3	10	2,3	38
	Mínimo	9,0	3	0,3	1,7	0,2	14
Praça de J. Paulista	Médio	14	11,5	2,7	5	1,5	35
	Máximo	22,6	146	8	20	2,3	199
	Mínimo	6,9	11,5	0,1	2	0,8	21

Fonte: O Autor

Os índices de risco ecológico potencial médio em todos os parques e praças para os cinco elementos químicos variaram entre 2,9 e 15,7 para As; entre 2,2 e 11,5 para Cd; entre 0,7 e 2,7 para Ni; entre 3,5 e 7 para Pb e entre 0,9 e 2 para Sb. O risco ecológico potencial estimado foi ordenado como As>Pb>Cd>Sb>Ni para o Parque 13 de Maio; As>Cd>Pb>Sb>Ni na Praça da Várzea; Pb>As>Cd>Ni>Sb no Parque do Eng. do Meio; As>Pb>Cd>Ni>Sb na Praça Eng. do Meio BR-101; As>Pb>Cd>Sb>Ni no Parque de Paulista e As>Cd>Pb>Ni>Sb na Praça de J. Paulista.

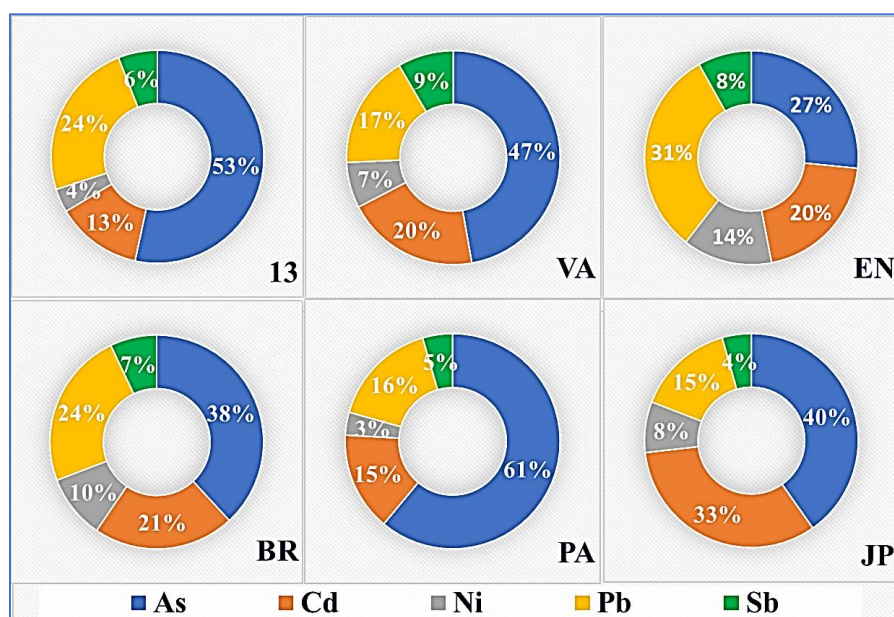
Os elementos químicos As, Cd e Pb foram os principais influenciadores para causar o risco ecológico potencial, cujos valores médios de E_r^i para as praças estudadas foram 15,7, 3,8 e 7 para o Parque 13 de Maio; 11, 4,8 e 4 na Praça da Várzea; 2,9, 2,2 e 3,4 no Parque Eng. do Meio; 6,7, 3,8 e 4 na Praça Eng. do Meio BR-101; no Parque de Paulista 13, 3,2 e 3,5; na Praça de J. Paulista 14, 11,5 e 5, respectivamente.

Todos os locais de estudos de forma geral apresentaram baixo potencial de risco ecológico, mas, apresentam pontos com um forte risco ecológico potencial para elementos

químicos tóxicos devido ao aumento de concentração dessas substâncias químicas em alguns pontos amostrais das praças e parques estudados.

A Figura 27 mostra o percentual de contribuição de cada elemento químico para os índices de risco ecológico, evidenciando-se a predominância de As, Cd e Pb sobre os demais elementos químicos.

Figura 27 - Contribuição percentual dos elementos químicos tóxicos para o índice de risco ecológico potencial nos solos das praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

O índice de risco ecológico potencial abrangente (IR) são classificados como: **IR < 110** baixo potencial de risco ecológico; **110 ≤ IR < 220** moderados potencial de risco; **220 ≤ IR < 440** considerável potencial de risco; **440 ≤ IR < 880** grande potencial de risco; **880 ≤ IR** extremo potencial de risco. Para os locais de estudo, foram calculados os valores de IR para os elementos químicos, cujos resultados podem ser vistos na Tabela 32.

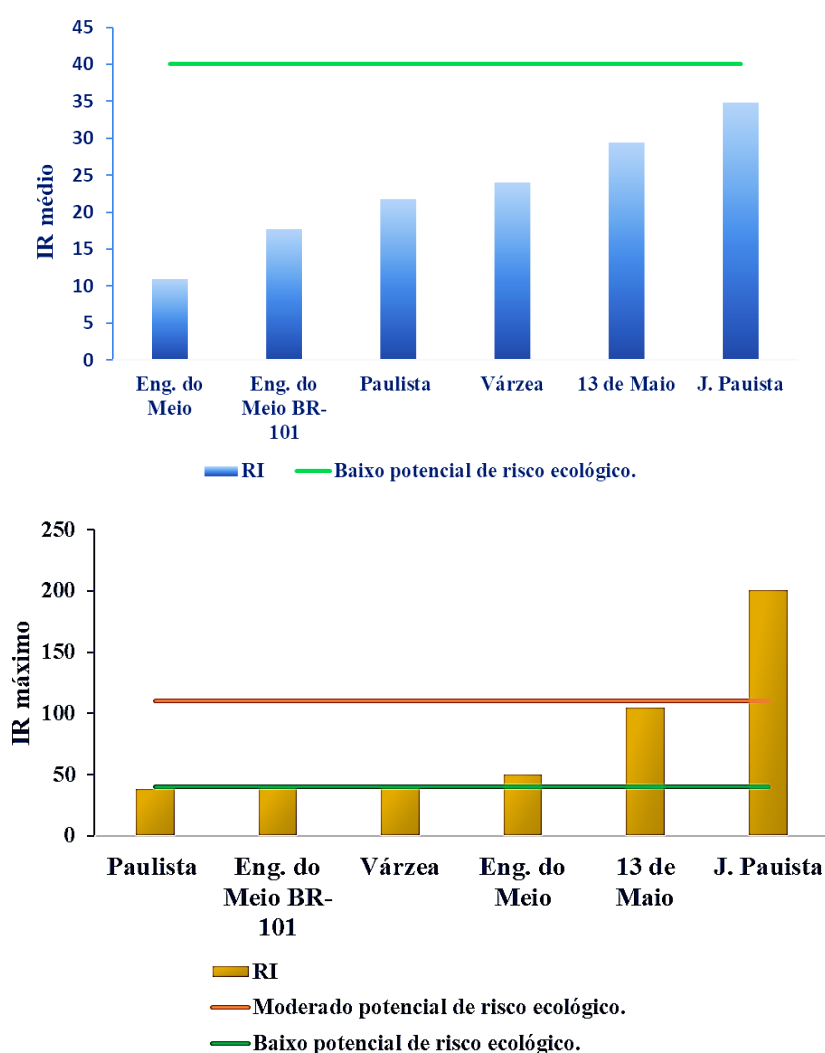
De acordo com a Tabela 32, o índice de risco ecológico potencial abrangente (IR) do solo superficial dos parques e praças da RMR com base nas concentrações médias dos elementos químicos estudado, apresentaram valores a abaixo de 110, caracterizando, portanto, baixo risco ecológico potencial.

Vale ressaltar que as concentrações dos elementos químicos considerados no cálculo foram extraíveis, contudo, o teor total desses elementos químicos poderia aumentar os índices

de risco ecológico potencial. Com base nas concentrações máximas, a Praça de J. Paulista apresentou um moderado potencial de risco com IR igual a 199.

Os riscos ecológicos potenciais abrangentes (IR) dos solos superficiais dos parques e praças com base nas concentrações médias diminuíram na seguinte ordem: Praça de J. Paulista > Parque 13 de Maio > Praça da Várzea > Parque de Paulista > Praça do Eng. do Meio BR-101 > Parque do Eng. do Meio conforme mostra a Figura 28.

Figura 28 - Índice de risco ecológico potencial abrangente (IR médio) e (IR máximo) nos solos das praças da RMR



Fonte: O Autor

Com base nas concentrações máximas dos elementos químicos estudados, os valores de IR diminuíram na seguinte ordem: Praça de J. Paulista > Parque 13 de Maio > Parque do Eng. do Meio > Praça da Várzea > Praça do Eng. do Meio BR-101 > Parque de Paulista.

4.3.9 Modelo de risco à saúde humana

O risco para a saúde humana devido à exposição a elementos químicos tóxicos no solo por ingestão, inalação e dérmico foi avaliado a partir do cálculo da exposição total (dose diária média) e riscos correspondentes de câncer (TCR) e não-câncer (HI) para adultos e criança. Os parâmetros usados para estimar riscos de câncer humano são os indicados na Tabela 12.

A dose diária dos cinco elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb em praças e parques da RMR presentes na Tabela 33 de forma geral variaram respectivamente entre $1,05 \times 10^{-7}$ a $1,15 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, com dose média de $4,32 \times 10^{-6} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para o elemento químico As; de $3,09 \times 10^{-8}$ a $1,45 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, com dose média de $5,35 \times 10^{-7} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Cd; de $1,08 \times 10^{-7}$ a $1,10 \times 10^{-4}$ com um valor médio de $1,6 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Ni; de $3,09 \times 10^{-8}$ a $8,2 \times 10^{-4}$ com um valor médio de $7,4 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Pb e de $2,6 \times 10^{-8}$ a $1,04 \times 10^{-6} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ com valor médio de $2,4 \times 10^{-7} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para o elemento químico Sb para adultos (Tabela 33). De maneira geral, a dose diária para os elementos químicos decresceu na ordem de $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Sb}$.

Para crianças, a dose diária para As, Cd, Ni, Pb e Sb variaram, respectivamente, de 3×10^{-7} a $3,2 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ com dose média de $1,2 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para As; de $8,8 \times 10^{-8}$ a $4,1 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, com dose média de $1,5 \times 10^{-6} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Cd; de 3×10^{-7} a $3,15 \times 10^{-4} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ com um valor médio de $4,6 \times 10^{-5} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Ni; de $1,3 \times 10^{-5}$ a $2,3 \times 10^{-3} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ com um valor médio de $2,2 \times 10^{-4} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Pb e de $7,5 \times 10^{-8}$ a $2,9 \times 10^{-6} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ com valor médio de $7 \times 10^{-7} \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Sb conforme mostra a Tabela 34. De maneira geral a dose diária para os elementos químicos decresceu na ordem de $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Sb}$, a mesma dinâmica observada para adultos.

De acordo com Man, et al. (2013) e Wang, et al. (2019), duas categorias para risco não cancerígeno e cinco categorizações de riscos podem ser identificados nos riscos cancerígenos, conforme apresentado na Tabela 13. Com a classificação em que $\text{HI} < 1$ não oferece risco não câncer, $\text{HI} > 1$ oferece risco não câncer; indicam que riscos não-cancerígenos HI associados aos elementos traços estudados com base em concentrações médias determinadas em solos da RMR não ofereceriam risco para saúde humana, considerando os resultados gerais da Tabela 35.

Tabela 33 - Valores médios, máximos e mínimos para doses diárias dos elementos AS, Cd, Ni, Pb e Sb mg kg⁻¹ dia⁻¹ para adultos em praças e parques da RMR.

Local	Dose Diária	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	Média	5,58E-06	3,79E-07	1,13E-05	1,09E-04	2,97E-07
	Máximo	1,15E-05	8,22E-07	5,17E-05	8,19E-04	1,04E-06
	Mínimo	1,31E-06	1,29E-07	4,13E-07	2,12E-05	9,41E-08
Praça da Várzea	Média	4,02E-06	4,76E-07	1,76E-05	6,36E-05	3,43E-07
	Máximo	6,41E-06	7,70E-07	2,99E-05	1,04E-04	8,65E-07
	Mínimo	1,97E-06	2,04E-07	9,38E-06	3,75E-05	9,68E-08
Parque Eng. do Meio	Média	1,04E-06	2,20E-07	1,58E-05	5,29E-05	1,50E-07
	Máximo	4,93E-06	1,44E-06	1,10E-04	1,63E-04	1,36E-07
	Mínimo	1,05E-07	3,09E-08	1,08E-07	3,09E-08	2,71E-08
Praça Eng. do Meio BR-101	Média	2,39E-06	3,73E-07	1,83E-05	6,46E-05	2,11E-07
	Máximo	5,14E-06	5,79E-07	1,04E-04	1,04E-04	4,18E-07
	Mínimo	6,49E-07	3,73E-07	3,08E-07	1,92E-05	1,03E-07
Parque de Paulista	Média	4,70E-06	3,18E-07	7,95E-06	5,39E-05	1,65E-07
	Máximo	6,57E-06	5,52E-07	1,39E-05	1,59E-04	3,94E-07
	Mínimo	3,20E-06	3,18E-07	3,44E-06	2,66E-05	2,62E-08
Praça J. Paulista	Média	4,97E-06	1,13E-06	2,85E-05	7,88E-05	2,59E-07
	Máximo	8,03E-06	1,45E-05	8,90E-05	3,22E-04	3,88E-07
	Mínimo	2,45E-06	1,13E-06	7,63E-07	3,40E-05	1,29E-07
Todos os Parques e Praças	Média	4,32E-06	5,35E-07	1,61E-05	7,42E-05	2,44E-07
	Máximo	1,15E-05	1,45E-05	1,10E-04	8,19E-04	1,04E-06
	Mínimo	1,05E-07	3,09E-08	1,08E-07	4,69E-06	2,62E-08

Fonte: O Autor.

Tabela 34 - Valores médios, máximos e mínimos para doses diárias dos elementos AS, Cd, Ni, Pb e Sb mg kg⁻¹ dia⁻¹ para crianças em praças e parques da RMR.

Local	Dose Diária	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	Média	1,60E-05	1,09E-06	3,25E-05	3,12E-04	8,52E-07
	Máximo	3,29E-05	2,35E-06	1,48E-04	2,34E-03	2,98E-06
	Mínimo	3,76E-06	3,69E-07	1,18E-06	6,07E-05	2,69E-07
Praça da Várzea	Média	1,15E-05	1,36E-06	5,05E-05	1,82E-04	9,80E-07
	Máximo	1,84E-05	2,20E-06	8,55E-05	2,97E-04	2,47E-06
	Mínimo	5,65E-06	5,83E-07	2,68E-05	1,07E-04	2,77E-07
Parque Eng. do Meio	Média	2,96E-06	6,31E-07	4,53E-05	1,51E-04	4,30E-07
	Máximo	1,41E-05	4,13E-06	3,15E-04	4,66E-04	3,89E-07
	Mínimo	3,00E-07	8,85E-08	3,10E-07	8,85E-08	7,76E-08
Praça Eng. do Meio BR-101	Média	6,85E-06	1,07E-06	5,23E-05	1,85E-04	6,05E-07
	Máximo	1,47E-05	1,66E-06	2,96E-04	2,96E-04	1,20E-06
	Mínimo	1,86E-06	1,07E-06	8,81E-07	5,49E-05	2,95E-07
Parque de Paulista	Média	1,35E-05	9,10E-07	2,27E-05	1,54E-04	4,72E-07
	Máximo	1,88E-05	1,58E-06	3,98E-05	4,54E-04	1,13E-06
	Mínimo	9,15E-06	9,10E-07	9,85E-06	7,62E-05	7,49E-08
Praça J. Paulista	Média	1,42E-05	3,24E-06	8,15E-05	2,26E-04	7,42E-07
	Máximo	2,30E-05	4,14E-05	2,55E-04	9,21E-04	1,11E-06
	Mínimo	7,00E-06	3,24E-06	2,18E-06	9,73E-05	3,69E-07
Todos os Parques e Praças	Média	1,24E-05	1,53E-06	4,60E-05	2,12E-04	7,00E-07
	Máximo	3,29E-05	4,14E-05	3,15E-04	2,34E-03	2,98E-06
	Mínimo	3,00E-07	8,85E-08	3,10E-07	1,34E-05	7,49E-08

Fonte: O Autor.

Tabela 35 - Avaliação de risco à saúde não-câncer pela ingestão de solo (HQ) e risco geral (HI) contaminado por elementos químicos tóxicos em diferentes praças da RMR.

Local	Elemento	HQ	Adultos				Crianças			
			Ingestão	Dérmico	Inalação	HI	Ingestão	Dérmico	Inalação	HI
Continua...										
Parque 13 de Maio	As – não-câncer	Média	1,85E-02	5,61E-05	1,10E-04	1,87E-02	5,29E-02	2,15E-04	5,27E-04	5,37E-02
		Max	3,81E-02	1,16E-04	2,27E-04	3,84E-02	1,09E-01	4,43E-04	2,77E-04	1,10E-01
		Min	4,35E-03	1,32E-05	2,60E-05	4,39E-03	1,25E-02	5,06E-05	3,16E-05	1,25E-02
	Cd – não-câncer	Média	3,77E-04	4,59E-05	3,62E-04	7,84E-04	1,08E-03	1,76E-04	1,73E-03	2,98E-03
		Max	8,17E-04	9,95E-05	7,84E-04	1,70E-03	2,34E-03	3,82E-04	9,55E-04	3,68E-03
		Min	1,28E-04	1,56E-05	1,23E-04	2,67E-04	3,67E-04	5,99E-05	1,50E-04	5,77E-04
	Ni - não-câncer	Média	5,63E-04	1,66E-06	5,10E-06	5,70E-04	1,61E-03	6,38E-06	2,43E-05	1,64E-03
		Max	2,57E-03	7,60E-06	2,33E-05	2,60E-03	7,36E-03	2,92E-05	2,84E-05	7,42E-03
		Min	2,05E-05	6,07E-08	1,86E-07	2,08E-05	5,88E-05	2,33E-07	2,27E-07	5,92E-05
	Pb – não-câncer	Média	3,09E-02	9,34E-05	5,03E-11	3,10E-02	8,84E-02	3,58E-04	2,40E-10	8,87E-02
		Max	2,33E-01	7,04E-04	3,80E-10	2,33E-01	6,66E-01	2,70E-03	4,62E-10	6,69E-01
		Min	6,03E-03	1,83E-05	9,84E-12		1,73E-02	7,00E-05	1,20E-11	1,73E-02
	Sb- não-câncer	Média	7,38E-04	-	3,61E-06	7,41E-04	2,11E-03	-	1,72E-05	2,13E-03
		Max	2,59E-03	-	1,27E-05	2,60E-03	7,40E-03	-	1,54E-05	7,42E-03
		Min	2,34E-04	-	1,14E-06	2,35E-04	6,70E-04	-	1,39E-06	6,71E-04
Praça da Várzea	As – não-câncer	Média	1,33E-02	4,04E-05	7,94E-05	1,34E-02	3,81E-02	1,55E-04	9,77E-05	3,84E-02
		Max	2,13E-02	6,45E-05	1,27E-04	2,15E-02	6,09E-02	2,48E-04	1,55E-04	6,13E-02
		Min	6,54E-03	1,98E-05	3,90E-05	6,60E-03	1,87E-02	7,61E-05	4,86E-05	1,89E-02
	Cd – não-câncer	Média	4,73E-04	5,77E-05	4,54E-04	9,85E-04	1,36E-03	2,21E-04	5,59E-04	2,14E-03
		Max	7,66E-04	9,33E-05	7,35E-04	1,59E-03	2,19E-03	3,58E-04	8,96E-04	3,45E-03
		Min	2,03E-04	2,47E-05	1,95E-04	4,22E-04	5,80E-04	9,47E-05	2,42E-04	9,17E-04
	Ni - não-câncer	Média	8,77E-04	2,59E-06	7,95E-06	8,88E-04	2,51E-03	9,95E-06	9,78E-06	2,53E-03
		Max	1,49E-03	4,39E-06	1,35E-05	1,50E-03	4,25E-03	1,68E-05	1,64E-05	4,29E-03
		Min	4,66E-04	1,38E-06	4,23E-06	4,72E-04	1,33E-03	5,29E-06	5,26E-06	1,35E-03
	Pb – não-câncer	Média	1,81E-02	5,47E-05	2,95E-11	1,81E-02	5,17E-02	2,10E-04	3,59E-11	5,19E-02
		Max	2,95E-02	8,92E-05	4,81E-11	2,96E-02	8,44E-02	3,42E-04	5,86E-11	8,47E-02
		Min	1,07E-02	3,23E-05	1,74E-11	1,07E-02	3,05E-02	1,24E-04	2,16E-11	3,06E-02
	Sb- não-câncer	Média	8,52E-04	-	4,17E-06	8,56E-04	2,44E-03	-	5,08E-06	2,44E-03
		Max	2,15E-03	-	1,05E-05	2,16E-03	6,15E-03	-	1,28E-05	6,17E-03
		Min	2,41E-04	-	1,18E-06	2,42E-04	6,89E-04	-	1,43E-06	6,90E-04

Tabela 35 - Avaliação de risco à saúde não-câncer pela ingestão de solo (HQ) e risco geral (HI) contaminado por elementos químicos tóxicos em diferentes praças da RMR.

Local	Elemento	HQ	Adultos				Crianças			
			Ingestão	Dérmico	Inalação	HI	Ingestão	Dérmico	Inalação	HI
Continuação										
Praça Eng. do Meio	As – não-Câncer	Média	3,43E-03	1,04E-05	2,05E-05	3,46E-03	9,82E-03	3,99E-05	2,51E-05	9,89E-03
		Max	1,64E-02	4,96E-05	9,76E-05	1,65E-02	4,68E-02	1,90E-04	1,20E-04	4,71E-02
		Min	3,48E-04	1,06E-06	2,08E-06	3,51E-04	9,96E-04	4,05E-06	2,53E-06	1,00E-03
	Cd – não-câncer	Média	2,19E-04	2,67E-05	2,10E-04	4,56E-04	6,27E-04	1,02E-04	2,57E-04	9,87E-04
		Max	1,43E-03	1,75E-04	1,38E-03	2,99E-03	4,11E-03	6,70E-04	1,69E-03	6,47E-03
		Min	3,07E-05	3,74E-06	2,95E-05	6,40E-05	8,80E-05	1,44E-05	3,60E-05	1,38E-04
	Ni - não-câncer	Média	7,87E-04	2,33E-06	7,13E-06	7,96E-04	2,25E-03	8,92E-06	8,73E-06	2,27E-03
		Max	8,60E-03	2,54E-05	7,80E-05	5,54E-03	2,46E-02	9,76E-05	9,59E-05	1,58E-02
		Min	5,38E-06	1,59E-08	4,88E-08	5,44E-06	1,54E-05	6,10E-08	5,95E-08	1,55E-05
	Pb – não-câncer	Média	1,50E-02	4,55E-05	2,45E-11	1,51E-02	4,31E-02	1,75E-04	3,00E-11	4,32E-02
		Max	1,92E-04	5,80E-07	3,13E-13	4,64E-02	5,49E-04	2,23E-06	3,85E-13	1,33E-01
		Min	8,78E-06	2,66E-08	1,43E-14	8,81E-06	2,51E-05	1,02E-07	1,75E-14	2,53E-05
	Sb- não câncer	Média	3,74E-04	-	1,83E-06	3,76E-04	1,07E-03	-	2,23E-06	1,07E-03
		Max	3,38E-04	-	1,66E-06	3,40E-04	9,68E-04	-	2,02E-06	9,70E-04
		Min	6,74E-05	-	3,30E-07	6,77E-05	1,93E-04	-	4,02E-07	1,93E-04
Eng. do Meio Br-101	As – não-Câncer	Média	7,94E-03	2,41E-05	4,74E-05	8,01E-03	2,27E-02	9,24E-05	5,77E-05	2,29E-02
		Max	1,70E-02	5,17E-05	1,02E-04	1,72E-02	4,88E-02	1,98E-04	1,24E-04	4,91E-02
		Min	2,15E-03	6,53E-06	1,28E-05	2,17E-03	6,16E-03	2,51E-05	1,57E-05	6,21E-03
	Cd – não-câncer	Média	3,71E-04	4,52E-05	3,56E-04	7,73E-04	1,06E-03	1,73E-04	4,34E-04	1,67E-03
		Max	5,76E-04	7,02E-05	5,53E-04	1,20E-03	1,65E-03	2,69E-04	6,74E-04	2,59E-03
		Min	3,71E-04	4,52E-05	3,56E-04	7,73E-04	1,06E-03	1,73E-04	4,34E-04	1,67E-03
	Ni - não-câncer	Média	9,08E-04	2,68E-06	8,23E-06	9,19E-04	2,60E-03	1,03E-05	1,00E-05	2,62E-03
		Max	5,15E-03	1,52E-05	4,67E-05	5,21E-03	1,47E-02	5,84E-05	5,69E-05	1,49E-02
		Min	1,53E-05	4,53E-08	1,39E-07	1,55E-05	4,38E-05	1,74E-07	1,69E-07	4,42E-05
	Pb – não-câncer	Média	1,84E-02	5,56E-05	2,99E-11	1,84E-02	5,26E-02	2,13E-04	3,65E-11	5,28E-02
		Max	2,94E-02	8,91E-05	4,80E-11	2,95E-02	8,43E-02	3,42E-04	5,85E-11	8,46E-02
		Min	5,45E-03	1,65E-05	8,88E-12	5,46E-03	1,56E-02	6,33E-05	1,08E-11	1,57E-02
	Sb- não câncer	Média	5,26E-04	-	2,57E-06	5,28E-04	1,51E-03	-	1,19E-13	1,51E-03
		Max	1,04E-03	-	5,09E-06	1,05E-03	2,98E-03	-	2,36E-13	2,98E-03
		Min	2,57E-04	-	1,26E-06	2,58E-04	7,35E-04	-	5,83E-14	7,35E-04

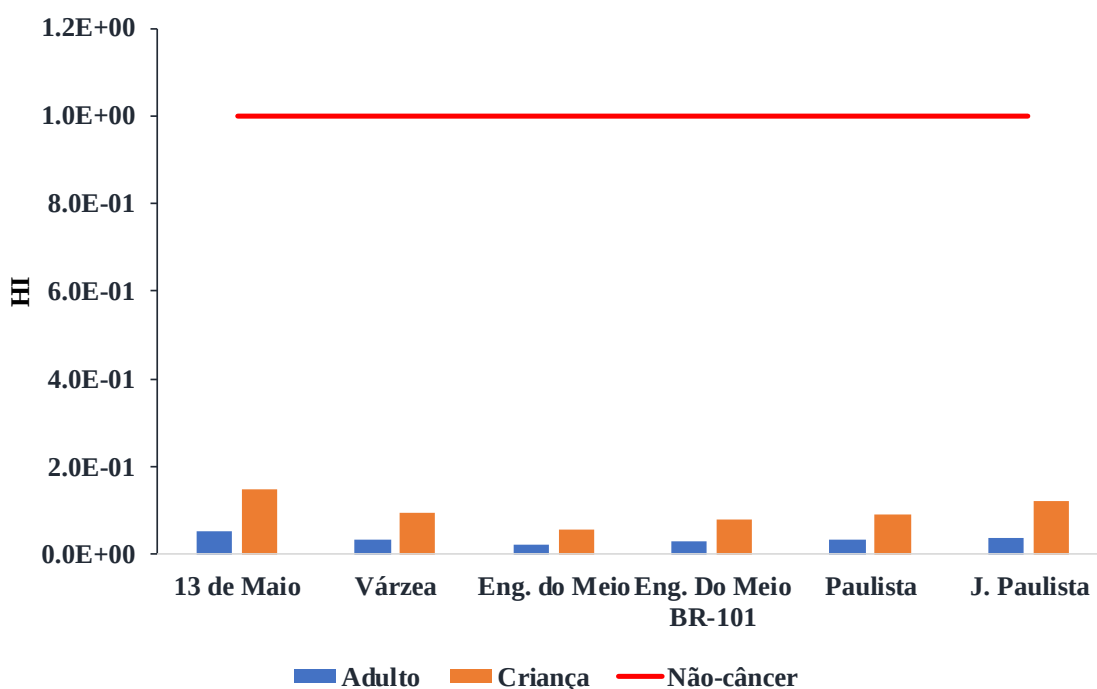
Tabela 35 - Avaliação de risco à saúde não-câncer pela ingestão de solo (HQ) e risco geral (HI) contaminado por elementos químicos tóxicos em diferentes praças da RMR.

Local	Elemento	HQ	Adultos				Crianças			
			Ingestão	Dérmico	Inalação	HI	Ingestão	Dérmico	Inalação	HI
Conclusão										
Paulista	As – não- Câncer	Média	1,56E-02	4,73E-05	9,31E-05	1,57E-02	4,47E-02	1,82E-04	1,13E-04	4,49E-02
		Max	2,18E-02	6,61E-05	1,30E-04	2,20E-02	6,24E-02	2,54E-04	1,58E-04	6,28E-02
		Min	1,06E-02	3,22E-05	6,33E-05	1,07E-02	3,04E-02	1,23E-04	7,71E-05	3,06E-02
	Cd – não- câncer	Média	3,16E-04	3,85E-05	3,03E-04	6,58E-04	9,05E-04	1,48E-04	3,70E-04	1,42E-03
		Max	5,49E-04	6,68E-05	5,26E-04	1,14E-03	1,57E-03	2,56E-04	6,41E-04	2,47E-03
		Min	3,16E-04	3,85E-05	3,03E-04	6,58E-04	9,05E-04	1,48E-04	3,70E-04	1,42E-03
	Ni - não- câncer	Média	3,95E-04	1,17E-06	3,58E-06	4,00E-04	1,13E-03	4,48E-06	4,36E-06	1,14E-03
		Max	6,92E-04	2,05E-06	6,27E-06	7,00E-04	1,98E-03	7,85E-06	7,64E-06	2,00E-03
		Min	1,71E-04	5,06E-07	1,55E-06	1,73E-04	4,90E-04	1,94E-06	1,89E-06	4,94E-04
	Pb – não- câncer	Média	1,53E-02	4,64E-05	2,50E-11	1,54E-02	4,39E-02	1,78E-04	3,05E-11	4,40E-02
		Max	4,51E-02	1,37E-04	7,36E-11	4,52E-02	1,29E-01	5,24E-04	8,96E-11	1,30E-01
		Min	7,56E-03	2,29E-05	1,23E-11	7,59E-03	2,17E-02	8,79E-05	1,50E-11	2,17E-02
	Sb- não câncer	Média	4,10E-04	-	2,00E-06	4,12E-04	1,17E-03	-	2,44E-06	1,18E-03
		Max	9,79E-04	-	4,79E-06	9,83E-04	2,80E-03	-	5,83E-06	2,81E-03
		Min	6,51E-05	-	3,18E-07	6,54E-05	1,86E-04	-	3,88E-07	1,87E-04
J. Paulista	As – não- Câncer	Média	1,65E-02	5,00E-05	9,84E-05	1,66E-02	4,72E-02	1,92E-04	1,20E-04	4,75E-02
		Max	2,66E-02	8,08E-05	1,59E-04	2,69E-02	7,62E-02	3,10E-04	1,94E-04	7,67E-02
		Min	8,11E-03	2,46E-05	4,84E-05	8,18E-03	2,32E-02	9,44E-05	5,90E-05	2,34E-02
	Cd – não- câncer	Média	1,12E-03	1,37E-04	1,08E-03	2,34E-03	3,22E-03	5,26E-04	1,32E-03	5,06E-03
		Max	1,44E-02	1,75E-03	1,38E-02	2,99E-02	4,12E-02	6,72E-03	1,68E-02	6,47E-02
		Min	1,12E-03	1,37E-04	1,08E-03	2,34E-03	3,22E-03	5,26E-04	1,32E-03	5,06E-03
	Ni - não- câncer	Média	1,42E-03	4,19E-06	1,28E-05	1,43E-03	4,05E-03	1,61E-05	1,56E-05	4,09E-03
		Max	4,42E-03	1,31E-05	4,01E-05	4,48E-03	1,27E-02	5,02E-05	4,89E-05	1,28E-02
		Min	3,80E-05	1,12E-07	3,44E-07	3,84E-05	1,09E-04	4,30E-07	4,19E-07	1,10E-04
	Pb – não- câncer	Média	2,24E-02	6,78E-05	3,65E-11	2,25E-02	6,41E-02	2,60E-04	4,45E-11	6,44E-02
		Max	9,14E-02	2,77E-04	1,49E-10	9,17E-02	2,62E-01	1,06E-03	1,82E-10	2,63E-01
		Min	9,66E-03	2,92E-05	1,58E-11	9,69E-03	2,77E-02	1,12E-04	1,92E-11	2,78E-02
	Sb- não câncer	Média	6,44E-04	-	3,15E-06	6,47E-04	1,84E-03	-	3,84E-06	1,85E-03
		Max	9,64E-04	-	4,72E-06	9,69E-04	2,76E-03	-	5,75E-06	2,77E-03
		Min	3,21E-04	-	1,57E-06	3,22E-04	9,18E-04	-	1,91E-06	9,20E-04

Fonte: O autor

Contudo, para todos os parques e praças estudadas, os HQs com base nas concentrações médias dos elementos químicos foram baixos (Figura 29). Ainda, para as concentrações máximas dos mesmos elementos químicos, áreas dentro dos parques e praças oferecem um maior risco a saúde tanto de adultos como crianças com valores gerais de $3,84 \times 10^{-2}$ para As; $2,99 \times 10^{-2}$ para Cd; $5,54 \times 10^{-3}$ para Ni; $2,33 \times 10^{-1}$ para Pb e $2,6 \times 10^{-3}$ para Sb, respectivamente.

Figura 29 - Modelo de risco a saúde humana HI para adultos e crianças com base em concentrações médias de elementos tóxicos em solos das praças da RMR.



Fonte: O Autor.

Cabe ressaltar que o arsênio é amplamente distribuído no ambiente, ocorrendo a exposição em seres humanos principalmente pelo ar, ingestão e água. Milhares de pessoas, em diversas localidades sofrem com os efeitos tóxicos do As por contaminação natural de águas, bem como de atividades antropogênicas (KABATA PENDIAS, 2011).

A Tabela 36 mostra o risco de aumento na probabilidade de câncer em praças da RMR, de acordo com USEPA (2000), um aumento na probabilidade de câncer ao longo da vida quando $CR < 10^{-6}$, não existe risco de câncer. Quando $10^{-6} < CR \leq 10^{-4}$, o risco está dentro aceitável. Quando $CR > 10^{-4}$, a tolerância humana é excedida.

A praça de J. Paulista apresentou um maior potencial de risco ligado incidência de câncer para adultos (Tabela 36), que variou de significativo a alto risco de acordo com a classificação da Tabela 13.

Tabela 36 - Avaliação de risco à saúde por elementos químicos tóxicos quanto à probabilidade de câncer (CR) em diferentes praças da RMR.

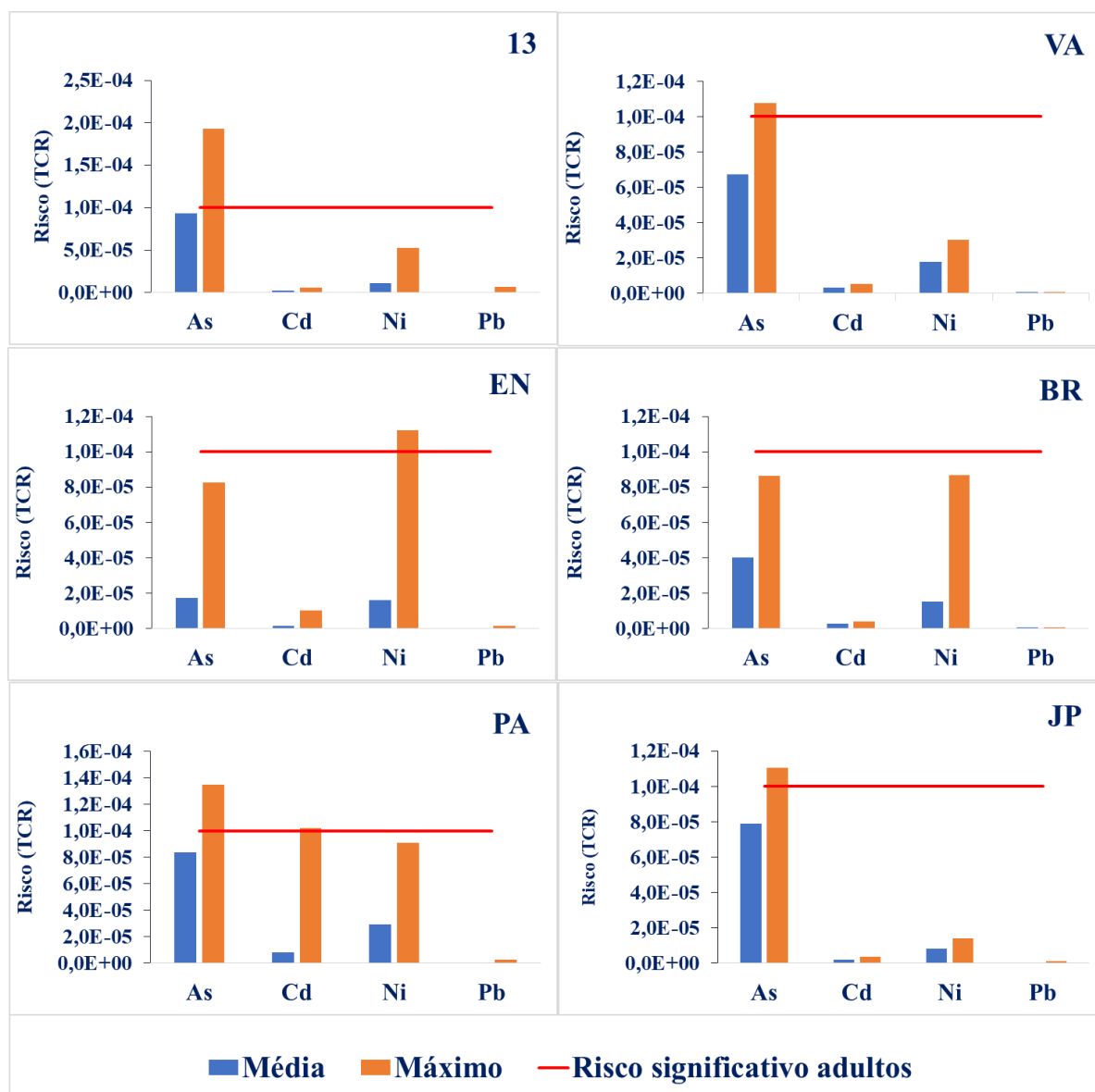
Local	Elemento	CR	Adultos	Crianças	Local	Elemento	CR	Adultos	Crianças
Parque 13 de Maio	As-câncer	Média	9,37E-05	2,69E-04	Praça da Várzea	As-câncer	Média	6,75E-05	1,93E-04
		Max	1,93E-04	5,52E-04			Max	1,08E-04	3,08E-04
		Min	2,20E-05	6,31E-05			Min	3,31E-05	9,49E-05
	Cd- câncer	Média	2,67E-06	7,67E-06		Cd- câncer	Média	3,36E-06	9,61E-06
		Max	5,79E-06	1,66E-05			Max	5,43E-06	1,55E-05
		Min	9,09E-07	2,60E-06			Min	1,44E-06	4,11E-06
	Ni- câncer	Média	1,15E-05	3,31E-05		Ni- câncer	Média	5,15E-05	5,15E-05
		Max	5,28E-05	1,51E-04			Max	8,72E-05	8,72E-05
		Min	4,21E-07	1,21E-06			Min	2,74E-05	2,74E-05
	Pb-câncer	Média	4,56E-06	1,31E-05		Pb-câncer	Média	7,64E-06	1,55E-06
		Max	3,44E-05	9,84E-05			Max	1,25E-05	2,52E-06
		Min	8,91E-07	2,55E-06			Min	4,51E-06	9,12E-07
Parque do Eng. do Meio	As-câncer	Média	1,74E-05	4,98E-05	Praça do Eng. do Meio BR-101	As-câncer	Média	4,02E-05	1,15E-04
		Max	8,29E-05	2,37E-04			Max	8,64E-05	2,47E-04
		Min	1,76E-06	5,05E-06			Min	1,09E-05	3,12E-05
	Cd- câncer	Média	1,55E-06	4,45E-06		Cd- câncer	Média	2,63E-06	7,53E-06
		Max	1,02E-05	2,91E-05			Max	4,09E-06	1,17E-05
		Min	2,18E-07	6,24E-07			Min	2,63E-06	7,53E-06
	Ni- câncer	Média	1,61E-05	4,62E-05		Ni- câncer	Média	1,86E-05	5,33E-05
		Max	1,12E-04	3,21E-04			Max	1,06E-04	3,02E-04
		Min	1,10E-07	3,16E-07			Min	3,14E-07	8,99E-07
	Pb-câncer	Média	2,22E-06	6,36E-06		Pb-câncer	Média	2,71E-06	7,77E-06
		Max	6,83E-06	1,96E-05			Max	4,35E-06	1,25E-05
		Min	1,30E-09	3,72E-09			Min	8,05E-07	2,30E-06
Praça de J. Paulista	As-câncer	Média	8,35E-05	2,39E-04	Parque de J. Paulista	As-câncer	Média	7,90E-05	2,26E-04
		Max	1,35E-04	3,86E-04			Max	1,10E-04	3,16E-04
		Min	4,11E-05	1,18E-04			Min	5,37E-05	1,54E-04
	Cd- câncer	Média	7,97E-06	2,28E-05		Cd- câncer	Média	2,24E-06	6,42E-06
		Max	1,02E-04	2,92E-04			Max	3,89E-06	1,11E-05
		Min	7,97E-06	2,28E-05			Min	2,24E-06	6,42E-06
	Ni- câncer	Média	2,90E-05	8,31E-05		Ni- câncer	Média	8,11E-06	2,32E-05
		Max	9,08E-05	2,60E-04			Max	1,42E-05	4,06E-05
		Min	7,78E-07	2,23E-06			Min	3,51E-06	1,00E-05
	Pb-câncer	Média	3,31E-06	9,47E-06		Pb-câncer	Média	2,26E-06	6,48E-06
		Max	1,35E-05	3,87E-05			Max	6,67E-06	1,91E-05
		Min	1,43E-06	4,09E-06			Min	1,12E-06	3,20E-06

Valores em negrito indicam os maiores riscos

Fonte: O autor

As concentrações máximas obtidas para As e Cd observadas em alguns pontos da praça demonstraram a possibilidade de incidência de câncer com um risco significativo (CR) de $1,35 \times 10^{-4}$ e $1,02 \times 10^{-4}$, respectivamente, como observados na Figura 30.

Figura 30 - Avaliação de risco à saúde para adultos por elementos químicos tóxicos com base em concentrações médias e máximas para as diferentes parques e praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

O Parque 13 de Maio ($CR = 1,93 \times 10^{-4}$), a Praça da Várzea ($CR = 1,08 \times 10^{-4}$) e o Parque de Paulista ($CR = 1,10 \times 10^{-4}$) também apresentaram risco de aumento da probabilidade de incidência de câncer relacionada ao elemento químico arsênio. No Parque Eng. do Meio e Praça

do Eng. do Meio BR-101, não foi observado um risco elevado para as concentrações médias, máximas e mínimas desse elemento químico.

No Parque do Eng. do Meio e na Praça do Eng. do Meio, as concentrações máximas de Ni ofereceram um elevado risco de probabilidade de incidência de câncer $CR = 1,12 \times 10^{-4}$ e $CR = 1,06 \times 10^{-4}$, respectivamente. Em todas as praças e parques em estudo foram observados riscos para a probabilidade de incidência de câncer relacionada com os elementos químicos em adultos conforme a Figura 30. A ordem de risco à saúde de adultos relacionada com a probabilidade de câncer nas praças estudadas em ordem decrescente foi Parque de J. Paulista > Parque 13 de Maio > Parque Eng. do Meio > Parque de Paulista > Praça da Várzea > Praça da BR-101.

Relacionado com a probabilidade do risco de câncer para crianças com base nas concentrações médias, o Parque 13 de Maio apresentou $CR = 2,69 \times 10^{-4}$, a Praça da Várzea com $CR = 3,08 \times 10^{-4}$, a Praça Eng. do Meio BR-101 com $CR = 1,15 \times 10^{-4}$. A Praça de J. Paulista e o Parque de Paulista ofereceram os maiores riscos relacionados com o elemento químico arsênio, pois as concentrações mínimas com valores de CR de $1,18 \times 10^{-4}$ e $1,54 \times 10^{-4}$, respectivamente, ofereceram riscos de aumento na probabilidade de incidência de câncer conforme a Tabela 36. Tanto para adultos e crianças, todas as praças e parques ofereceram riscos relacionados com essa substância tóxica.

A Praça de J. Paulista apresentou um maior potencial de risco ligado à incidência de câncer para crianças, que variou entre baixo e significativo. Os resultados foram associados às concentrações médias de arsênio, assim como as concentrações máximas de arsênio, cádmio e níquel, observadas em alguns pontos da praça.

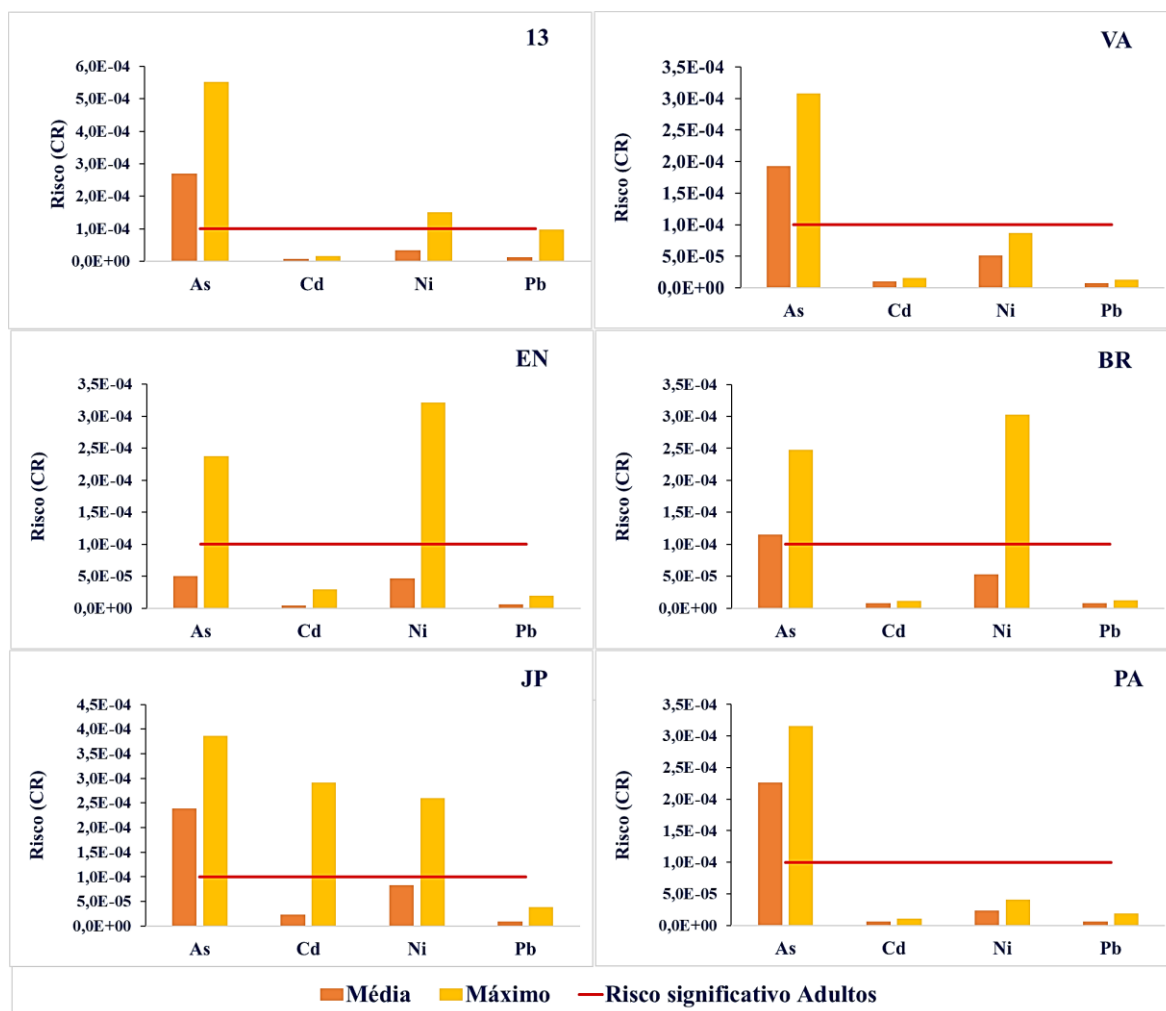
No Parque 13 de Maio, as concentrações médias e máximas de arsênio ofereceram riscos significativos de $2,69 \times 10^{-4}$ e $5,52 \times 10^{-4}$, respectivamente, associados aos riscos decorrentes das concentrações máximas de Ni, enquanto os demais elementos químicos estudados não ofereceram riscos significativos de probabilidade de incidência de câncer para crianças.

O Parque Eng. do Meio e a Praça do Eng. do Meio BR-101 apresentaram riscos significativos relacionados com as concentrações máximas de níquel com valores de CR de $3,21 \times 10^{-4}$ e $3,02 \times 10^{-4}$ apenas para crianças. No Parque 13 de Maio, também foi observado risco relacionado a concentrações máximas de Ni com valor de CR de $1,5 \times 10^{-4}$, como pode ser observado na Figura 31.

As áreas verdes foram relacionadas em ordem decrescente como: Praça de J. Paulista > Parque 13 de Maio > Praça do Eng. do Meio BR-101 > Parque do Eng. do Meio > Praça da

Várzea > Parque de Paulista, comparando-se todos os riscos de probabilidade de incidência de câncer para crianças.

Figura 31 - Avaliação de risco à saúde para crianças por elementos tóxicos com base em concentrações médias e máximas diferentes parques e praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

O risco não câncer (HI) e risco de câncer total (TCR) com base nas concentrações médias e máximas são mostrados na Tabela 37. A respeito da toxicidade relacionada a todos os elementos químicos em estudo, não foi observado risco a saúde de adultos e crianças, apresentando apenas resultados negativos. Para os TCRs, com base nas concentrações médias dos elementos químicos, a Praça da Várzea, o Parque do Eng. do Meio e o Parque de Paulista não ofereceram risco para adultos. Contudo, os demais locais de estudo ofereceram risco.

Considerando as concentrações máximas, alguns pontos no interior das praças e parques em estudo apresentaram um maior risco para adultos.

Tabela 37 - Avaliação de risco à saúde por elementos químicos tóxicos (HI) e a probabilidade de câncer (TCR) em diferentes praças da RMR.

Área verde	Valor	HI -Não-câncer		TCR - Câncer	
		Adulto	Criança	Adulto	Criança
Parque 13 de Maio	Média	5,17E-02	1,49E-01	1,12E-04	3,23E-04
	Máximo	2,79E-01	7,97E-01	2,86E-04	8,18E-04
Praça da Várzea	Média	3,43E-02	9,74E-02	9,15E-05	2,62E-04
	Máximo	5,63E-02	1,60E-01	1,48E-04	4,24E-04
Parque do Eng. do Meio	Média	2,02E-02	5,75E-02	3,73E-05	1,07E-04
	Máximo	7,17E-02	2,03E-01	2,12E-04	6,07E-04
Praça do Eng. Do Meio BR-101	Média	2,86E-02	8,15E-02	6,42E-05	1,84E-04
	Máximo	5,42E-02	1,54E-01	2,00E-04	5,74E-04
Parque de Paulista	Média	3,26E-02	9,27E-02	9,16E-05	2,62E-04
	Máximo	7,01E-02	2,00E-01	1,35E-04	3,87E-04
Praça de J. Paulista	Média	4,35E-02	1,23E-01	1,24E-04	3,55E-04
	Máximo	1,54E-01	4,20E-01	3,41E-04	9,76E-04

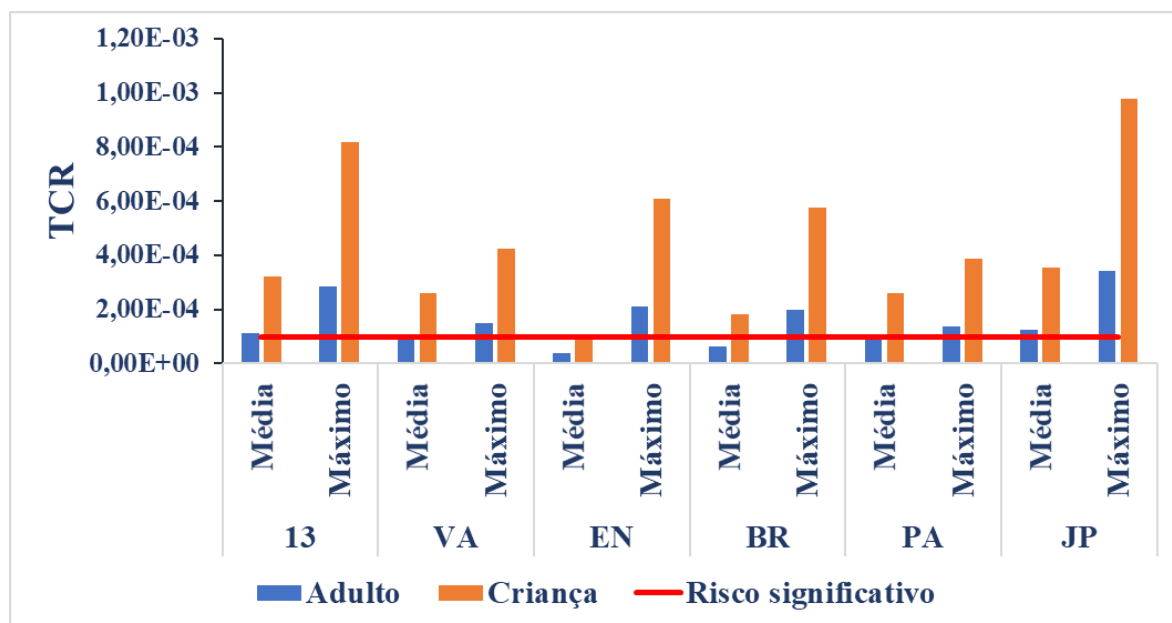
Valores em negrito indicam os maiores riscos

Fonte: O autor

De acordo com o risco total para câncer TCR com base nas concentrações médias e máximas determinadas em solos de parques e praças da RMR, as crianças foram as mais susceptíveis ao risco de aumento na probabilidade de câncer nestes locais de estudo conforme mostra a Figura 32.

A exposição a arsênio pode resultar em toxicidade crônica e aguda e alguns sintomas comuns após exposição aguda incluem náuseas, vômito, dor abdominal, encefalopatia e neuropatia. A exposição crônica pode ocasionar problemas no trato gastrointestinal, doenças cardíacas e neurais e favorecer o desenvolvimento de câncer (KABATA PENDIAS, 2011).

Figura 32- Avaliação de risco à saúde associada ao risco total de câncer (TCR) para adultos e crianças por elementos tóxicos com base em concentrações médias e máximas diferentes parques e praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

No caso do cádmio, esse metal tóxico está presente na crosta terrestre em associação com outros metais, muitas vezes sendo extraído como produto secundário do processamento de zinco (Zn), chumbo (Pb) e cobre (Cu). Sua presença no ambiente é uma consequência de fontes naturais como (i) atividade vulcânica, (ii) intemperismo de rochas, (iii) incêndios florestais, (iv) mobilização de solos e aterros sanitários (KABATA PENDIAS, 2011).

Além disso, atividades antropogênicas como (i) derivados de baterias, (ii) pigmentos, (iii) estabilizadores plásticos, (iv) pesticidas e fertilizantes, (v) processamento de borracha e processo de galvanização, (vi) combustão fóssil e incineração de resíduos são relevantes para a contaminação de solo com Cd (DE ANGELIS, 2017). A exposição dos seres humanos a esse metal pode ocorrer por meio da alimentação, da ingestão de água contaminada, por inalação e por tabagismo. Cádmio é um elemento químico com capacidade biocumulativa, que pode competir com nutrientes, além de causar diversas alterações no organismo, como desregulação hormonal, estresse oxidativo e apoptose (DE ANGELIS, 2017).

Níquel é um dos metais mais comuns no solo, presente na composição do núcleo da Terra, poeira do solo e dos incêndios florestais, sua disponibilidade por fontes antropogênicas está associada a mineração, fundição e refinamento, derretimento do aço inoxidável, reciclagem

de sucata e extração de ouro, por exemplo (KABATA PENDIAS, 2015). Sua toxicidade depende da via de exposição, dose, idade do organismo em contato e da solubilidade dos compostos. Os efeitos desse elemento químico podem ser incalculáveis para a saúde, enquanto as principais formas de contaminação por Ni são pela água, ingestão, inalação, exposição industrial e cigarros (KABATA PENDIAS, 2015).

Chumbo também é um metal tóxico com alta capacidade cumulativa em solos, sendo considerado um dos poluentes ambientais mais perigosos encontrados no ambiente e sua disponibilidade se dá por meio de fontes naturais e antropogênicas (KABATA PENDIAS, 2011). A exposição a Pb em elevadas concentrações pode causar danos em sistemas hematopoiético, urinário, esquelético, nervoso e reprodutivo. No que diz respeito à toxicidade do Sb e sua carcinogenicidade, ainda não se tem resultados conclusivos com base nas análises da (USEPA, 2013; LI et al., 2014; CAO et al., 2020).

4.4 ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS PRESENTES NA VEGETAÇÃO

O estudo da química de solos e vegetação com relação à incidência de doenças em áreas geograficamente distribuídas é a base para a disciplina da geoquímica médica, iniciado por Låg em 1980 e foi desenvolvida por Catherine et al. (2003) e Selinus (2005), em que, cada caso de poluição, a vegetação é única e deve ser estudado para esse ambiente específico (KABATA PENDIAS, 2011). Neste caso, os poluentes entram nos tecidos vegetais e podem desempenhar atividades em processos metabólicos, todavia também podem ser armazenados como compostos inativos nas células e nas membranas. Muitas vezes, substâncias tóxicas podem afetar a composição química das plantas sem causar lesão visível (KABATA PENDIAS, 2011). Por isso, neste trabalho, foi avaliada a transferência dos possíveis contaminantes As, Cd, Ni, Pb e Sb para as plantas dada à hipótese que o solo é o principal estoque de elementos químicos para as plantas. A estatística descritiva para as concentrações médias, medianas, máximas e mínimas em mg kg^{-1} dos elementos químicos determinados nas folhas das praças e parques da RMR pode ser visualizada na Tabela 38.

Tabela 38 - Concentrações médias (mg kg^{-1}), mediana, máximos e mínimos e coeficiente de variação (CV%) dos elementos químicos na vegetação de parques e praças da RMR.

		As	Cd	Ni	Pb	Sb
13 de Maio	Média	0,08	0,14	0,51	0,81	0,13
	Mediana	0,05	0,09	0,39	0,79	0,06
	Max	0,46	1,07	2,56	1,89	1,27
	Min	0,02	0,004	0,04	0,27	0,01
	CV%	111	147	118	56	189
	n	23	26	25	26	26
Várzea	Média	0,08	0,32	0,64	0,41	0,08
	Mediana	0,05	0,18	0,43	0,31	0,07
	Max	0,26	1,05	2,72	0,99	0,18
	Min	0,02	0,05	0,11	0,13	0,03
	CV%	105	99	103	60	55
	n	6	15	15	14	15
Eng. Do Meio	Média	0,06	0,18	1,21	0,67	0,10
	Mediana	0,06	0,12	0,81	0,65	0,07
	Max	0,07	0,48	4,79	1,37	0,28
	Min	0,04	0,01	0,45	0,26	0,03
	CV%	29	88	83	38	71
	n	2	18	18	18	18
Eng. Do Meio	Média	0,06	0,12	0,78	0,33	0,09
	Mediana	0,05	0,05	0,68	0,41	0,09
	Max	0,10	0,51	2,19	0,59	0,13
	Min	0,03	0,12	0,17	0,10	0,051
	CV%	38	132	76	47	25
	n	5	9	9	9	9
Paulista	Média	0,13	0,22	0,40	0,15	0,05
	Mediana	0,09	0,06	0,34	0,14	0,03
	Max	0,48	2,62	1,59	0,30	0,16
	Min	0,02	0,22	0,05	0,07	0,006
	CV%	89	266	93	47	99
	n	17	18	21	15	21
J. Paulista	Média	0,08	0,16	0,36	0,41	0,12
	Mediana	0,05	0,07	0,19	0,42	0,10
	Max	0,17	1,08	1,48	0,84	0,40
	Min	0,03	0,16	0,03	0,10	0,036
	CV%	60	159	99	45	66
	n	18	20	20	20	20

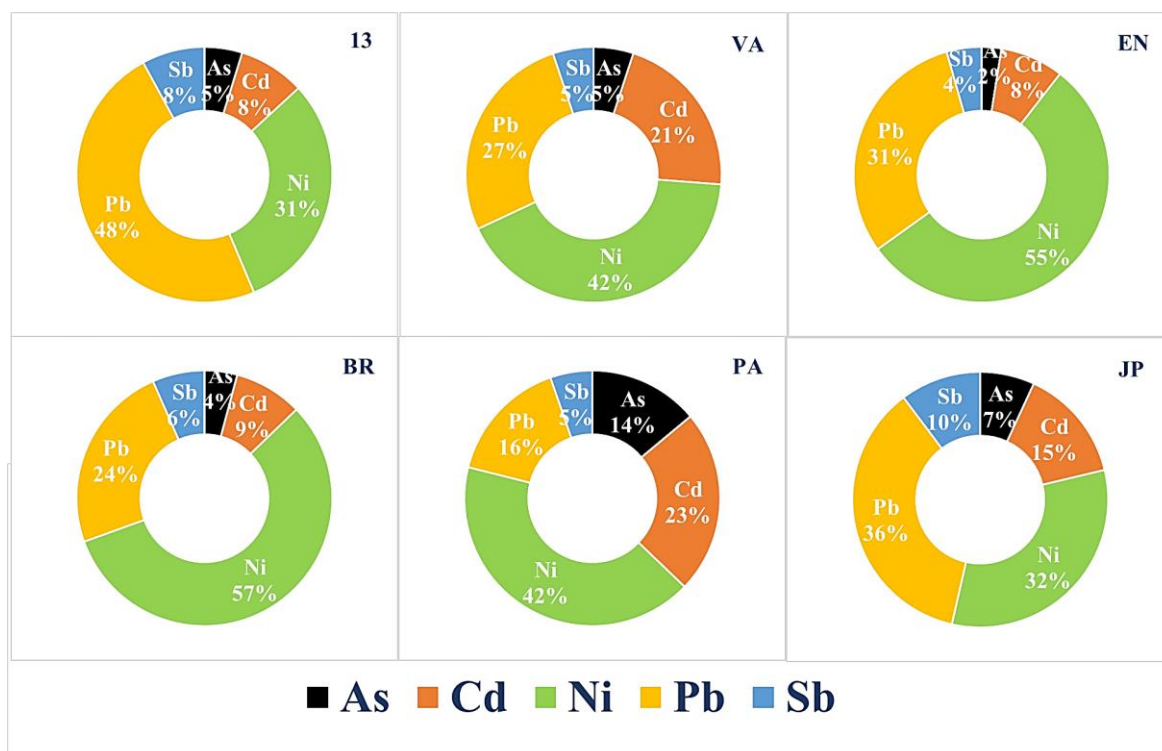
n = número de amostras

Fonte: O autor

A variabilidade para todos os elementos químicos determinados foi acima de 40%, exceto para As e Pb na praça do Eng. do Meio e As e Sb na praça do Eng. do Meio BR-101. A contribuição percentual dos elementos químicos tóxicos para as folhas de parques e praças da RMR está mostrada na Figura 33. O elemento químico Ni apresentou a maior contribuição em

tecidos foliares devido ao fato de desempenhar papéis fisiológicos em vegetais. O segundo mais presente foi Pb, provavelmente oriundo de deposição atmosférica devido sua baixa mobilidade no solo (KABATA PENDIAS et al., 2015), seguido de Cd (Figura 33).

Figura 33 - Contribuição percentual dos elementos tóxicos em folhas de parques e praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

4.4.1 Comparação dos resultados da vegetação com valores da literatura

As concentrações de elementos químicos tóxicos em plantas, em muitos casos, refletem sua abundância no substrato de crescimento (solo, solução nutritiva ou água) e na atmosfera. Com relação ao metabolismo e papel de cada elemento químico nas plantas, e concentração do elemento químico estão associados a processos como: (a) absorção, (b) transporte dentro das plantas, concentração e especiação, (c) processos metabólicos, (d) deficiência e toxicidade, e (e) competição iônica e interação. Alguns podem desempenhar um papel no metabolismo de plantas e são constituintes de algumas enzimas (MOREIRA, 2010; KABATA PENDIAS et al., 2015).

Considerando a capacidade variável e às vezes específica para absorver elementos químicos tóxicos do solo pelas raízes e por partes aéreas como folhas a partir de deposição atmosférica de contaminantes, foram compiladas faixas de concentrações normais e em excesso de acordo com a literatura como mostra a Tabela 39.

Tabela 39 - Faixas das concentrações normais e em excesso (mg kg^{-1}) de elementos químicos tóxicos em tecidos foliares maduros de diversas espécies vegetais.

Elemento químico	Concentração (mg kg^{-1})	
	Suficiente ou normal	Em excesso ou tóxica
As	1 – 1,5	5 - 20
Cd	0,01 – 0,2	5 - 30
Ni	0,1 - 5	10 - 100
Pb	5 - 10	30- 300
Sb	7 - 50	150

Fonte: Schüürmann e Markert (1998), França (2006), Kabata-Pendias et al. (2011; 2015), Silva Neto (2015); Ferreira (2016)

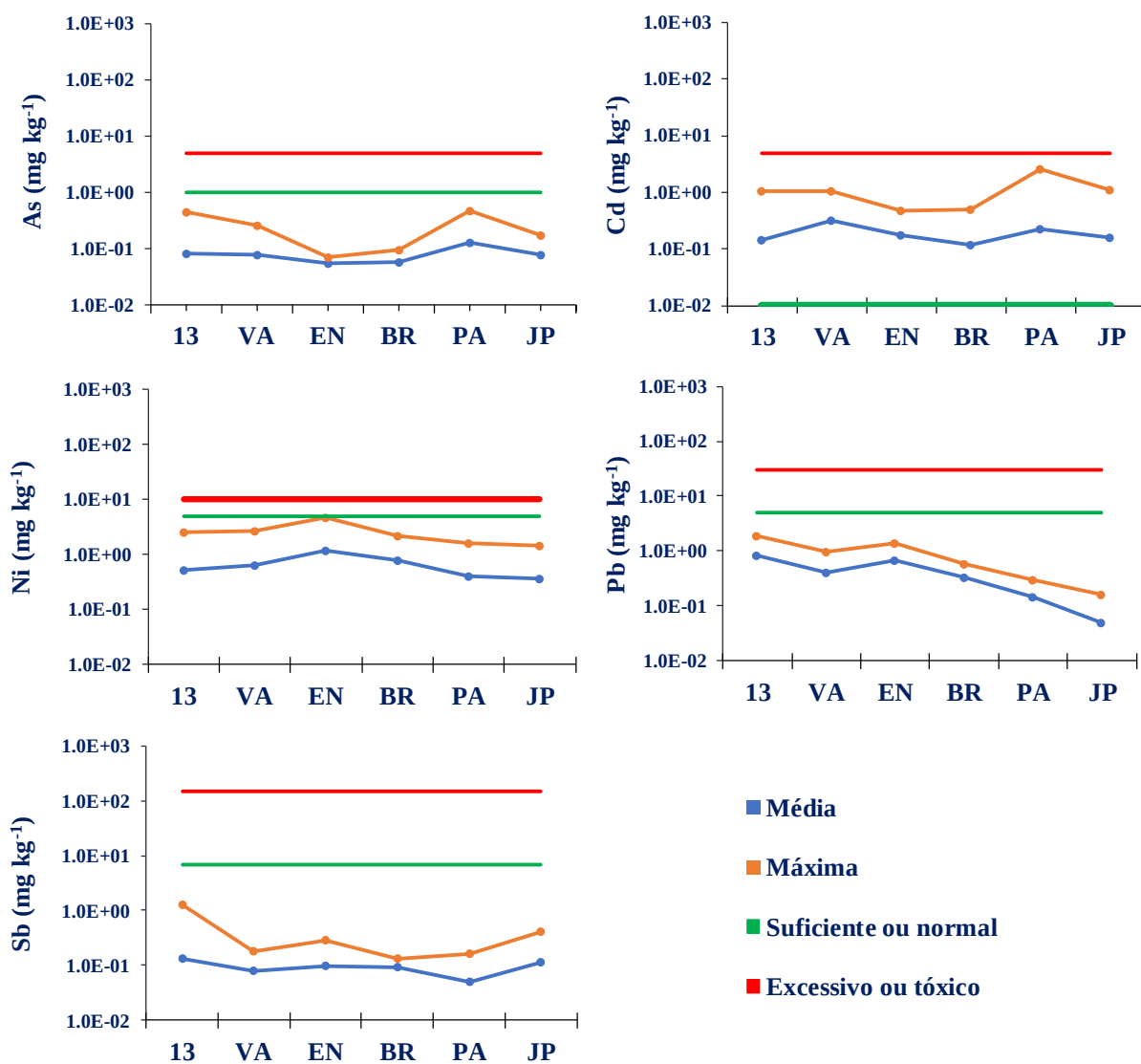
As concentrações dos elementos químicos estudados nas folhas estiveram abaixo da faixa suficiente ou normal, exceto para cádmio, que apresentou concentrações médias e máximas acima da faixa de normalidade esperada para plantas em todas as praças estudadas (Figura 34). Destaque deve ser dado às concentrações de Cd obtidas para a vegetação da Praça da Várzea com concentrações variando de 0,05 a 1,05 mg kg^{-1} ; no Parque de Paulista, as concentrações variaram de 0,22 a 2,62 mg kg^{-1} e na Praça de J. Paulista, os valores variaram entre 0,16 e 1,08 mg kg^{-1} . No Parque 13 de Maio, esse elemento químico apresentou valores entre 0,004 e 1,07 mg kg^{-1} como pode ser observado na Tabela 38.

Também se observou um aumento na concentração de níquel nas folhas do Parque do Eng. do Meio com concentrações alcançando 4,79 mg kg^{-1} . Esse aumento na acumulação de Ni foi observado tanto para concentrações médias quanto para as máximas, em que os solos desse local também apresentaram concentrações mais elevadas desse elemento químico.

A vegetação do Parque de Paulista também demonstrou um aumento na acumulação de arsênio, cujas concentrações variaram de 0,02 a 0,48 mg kg^{-1} . De forma geral, não foram observadas concentrações em excesso ou tóxicas para nenhum dos elementos químicos

determinados nas folhas das árvores nas praças pesquisadas. O elemento químico Sb também apresentou uma grande variação de 0,01 e 1,27 mg kg⁻¹ superando mais de 100%.

Figura 34 - Concentrações médias e máximas (mg kg⁻¹) comparadas com as faixas de concentrações esperadas para os elementos químicos tóxicos quantificados em folhas de diferentes praças da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

4.4.2 Análise estatística aplicada aos elementos químicos tóxicos em folhas dos parques e praças da RMR

A análise fatorial por componentes principais - PCFA foi empregada para identificar as possíveis fontes de elementos químicos tóxicos e rotas de contaminação, assim como para averiguar se os elementos químicos mantiveram correlacionados como observado para os solos. Altas correlações entre elementos químicos específicos em solos e folhas pode refletir níveis semelhantes de contaminação ou fontes similares (FRANÇA, 2006; SILVA, 2015). Previamente à aplicação da PCFA, teste de normalidade dos dados referentes aos resíduos das concentrações padronizadas de elementos tóxicos nas folhas foi realizado a partir da estatística de Shapiro-Wilk (Tabela 40).

Tabela 40 - Teste-W de normalidade dos dados para elementos tóxicos no solo de praças da RMR

Elemento químico	Shapiro-Wilk	
	Estatística	Sig.
As	0,787	2,9E-11
Cd	0,711	2,4E-13
Ni	0,733	8,5E-13
Pb	0,954	1,0E-3
Sb	0,834	1,05E-9

Fonte: O Autor

Após a transformação logarítmica dos dados de concentrações de elementos químicos de folhas, seguido de padronização, são apresentados os resultados da análise fatorial por componentes principais com rotação varimax (Tabela 41). Pelas correlações entre elementos químicos, houve uma redução de 5 variáveis (elementos químicos) para apenas 2 fatores. A cada fator (F) estão correlacionados diversos elementos químicos, que demonstra uma das principais vantagens da estatística multivariada, a redução no número de variáveis (FRANÇA, 2006; SILVA, 2015).

O fator F1 correlaciona a maior parte dos elementos químicos no Parque 13 de Maio (As, Ni, Pb); na Praça da Várzea (Pb, Sb); no Parque do Engenho do Meio (As, Cd, Pb); na Praça do Eng. do Meio BR-101(As, Cd e Pb) no Parque de Paulista (As, Cd, Pb e Sb) e Parque de J. Paulista (Ni, Pb e Sb). Ao fator F2, estiveram correlacionados os demais elementos químicos. Esses fatores explicaram mais de 40% da variação total conforme pode ser observado na Tabela 41.

Tabela 41 - Resultados da análise fatorial por componentes principais PCFA para as concentrações de elementos químicos obtidas nas folhas

Analitos	13 de Maio		Várzea		Eng. do Meio	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2
Variância %	24,68	22,91	47,48	24,12	37,47	27,87
As	0,565	-0,058	0,134	0,591	-0,491	0,053
Cd	0,094	0,593	0,455	-0,474	0,664	-0,010
Ni	0,445	-0,421	0,387	0,457	0,167	-0,708
Pb	-0,645	-0,448	0,607	0,257	0,518	0,094
Sb	-0,242	0,517	0,507	-0,388	0,146	0,698
	Eng. do Meio BR-101		Paulista		J. Paulista	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2
Variância %	46,57	31,42	35,33	24,30	33,68	28,69
As	0,545	-0,418	-0,597	0,435	0,026	-0,683
Cd	0,615	0,103	0,600	0,281	-0,282	0,525
Ni	-0,055	0,748	-0,164	0,867	-0,396	0,363
Pb	0,518	0,189	0,670	0,435	0,614	0,260
Sb	-0,230	-0,468	0,758	-0,077	0,621	0,241

Os valores destacados indicam correlação superior ao módulo de 0,4

Fonte: O autor

No Parque 13 de Maio, houve correlação positiva para os elementos químicos As e Pb. Porém, a praça pareceu estar sujeita a diversas fontes distintas, de acordo com os dados de folhas e solos. Vale ressaltar que a presença do componente marinho pode diluir as concentrações dos elementos químicos tóxicos como estudado por Santos (2006). Por isso, a monitoração desse parque deve ser realizada continuamente, uma vez que a construção de prédios às margens do estuário está aumentando na região do Bairro São José, no centro de Recife. Na Praça da Várzea, observou-se correlação positiva para todos os elementos químicos estudados com destaque para fonte de Cd-Sb (Figura 35) com grande potencial de ser de mesma origem como resíduos sólidos e de incineração, as principais fontes associadas a esses elementos químicos conforme discutido por Herrero (2017) e Wang et al. (2019).

Figura 35 - Resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) dos elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb quantificados nas folhas de parques e praças da RMR.

Continua...

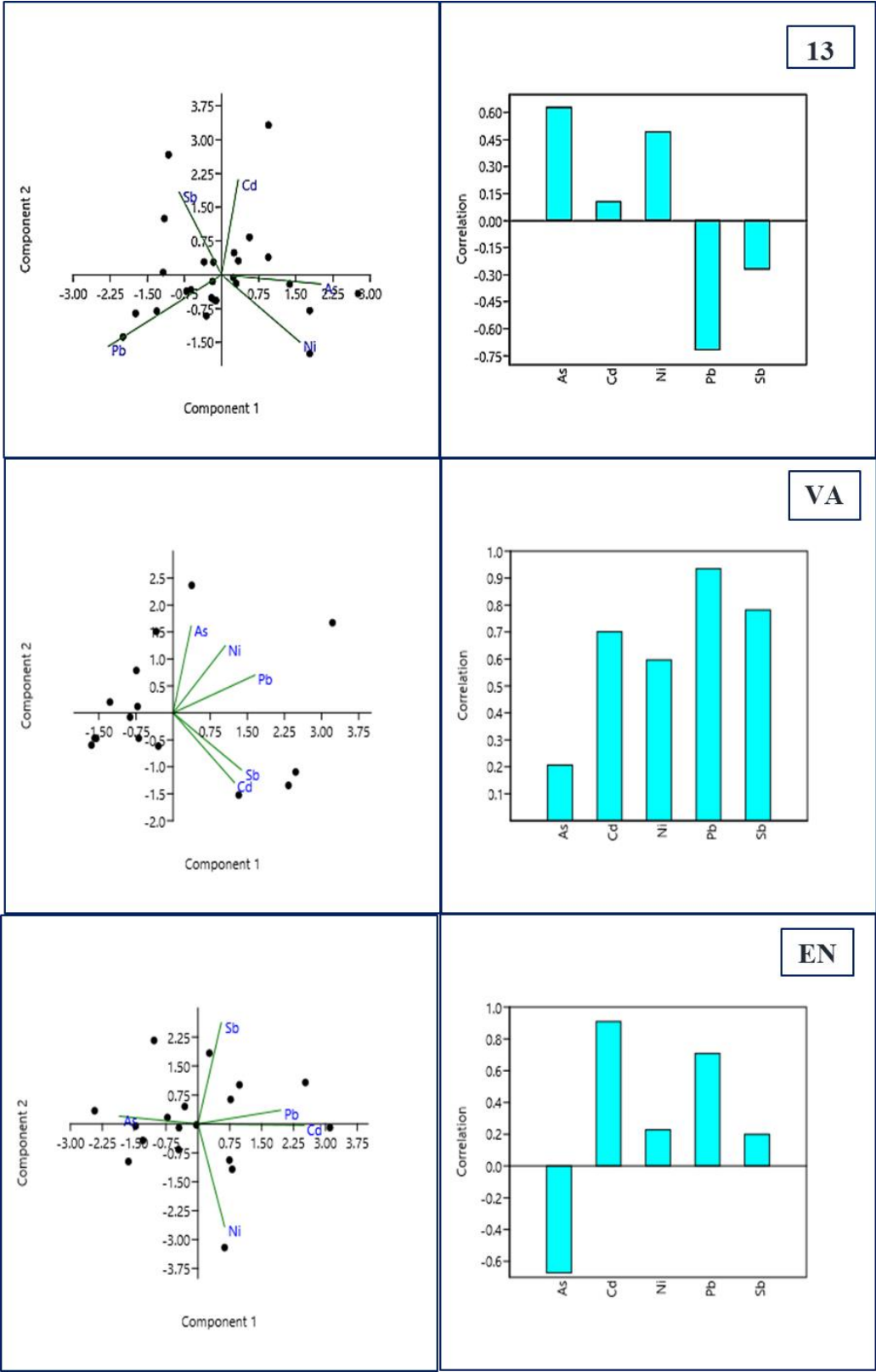
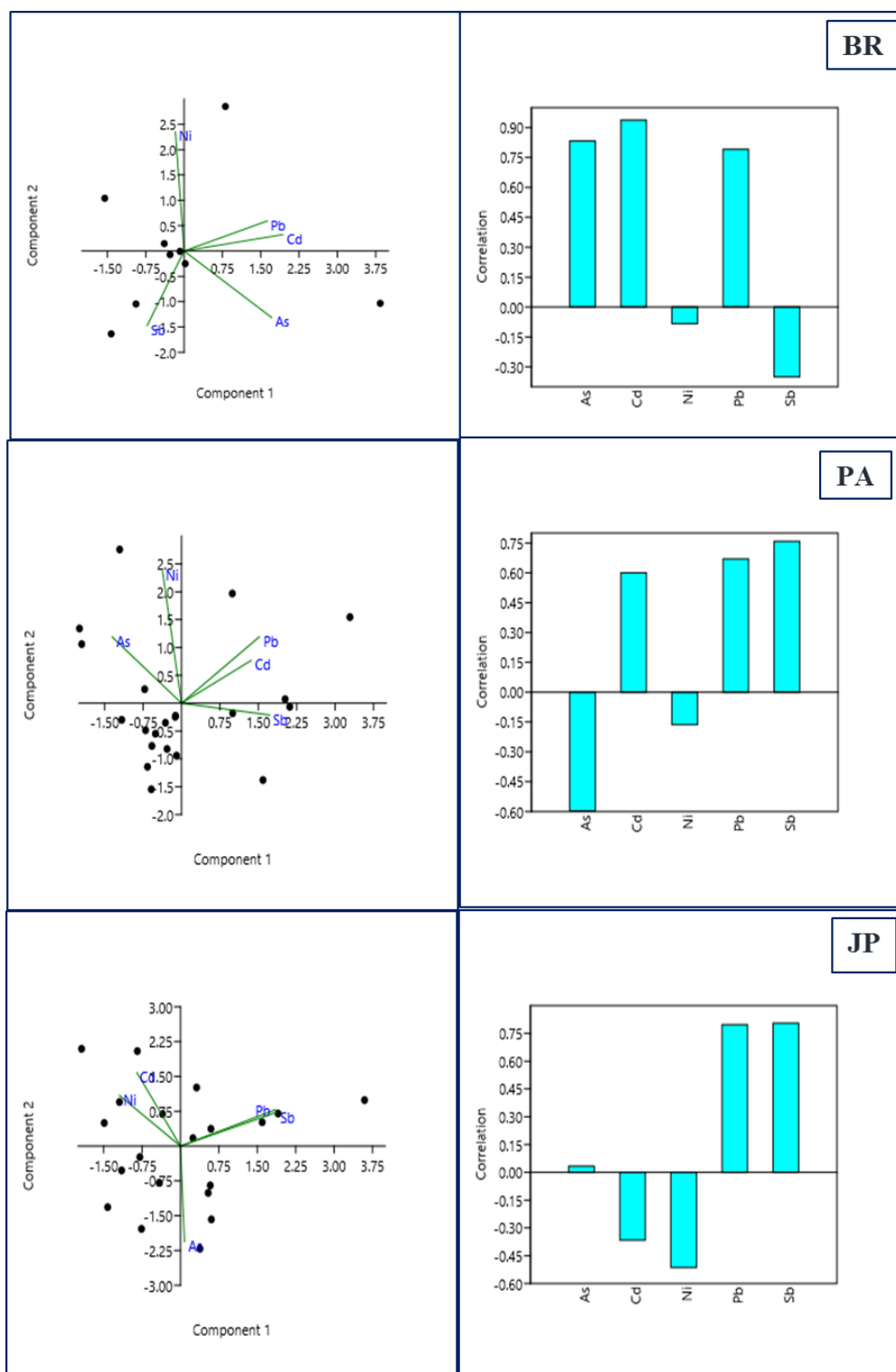


Figura 35 - Resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) dos elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb quantificados nas folhas de parques e praças da RMR.

Conclusão



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Para o Parque do Eng. do Meio, a fonte do elemento químico arsênio foi diferenciada sendo sua correlação negativa com o fator F1, consequentemente, negativa para os demais elementos químicos. É provável que essa disponibilidade maior para a absorção de As seja reflexo da poluição atmosférica com consequente absorção foliar, pois as correlações dos elementos químicos com os fatores F1 e F2 para os solos foram diferenciadas.

No Parque do Eng. do Meio, a correlação entre Cd e Pb com o fator F1 pôde indicar a mesma fonte para esses elementos químicos como emissão de tráfego, peças e revestimento de pneus (HERRERO, 2017; WANG X. et al., 2019). Nesse caso, a correlação foi também observada nos solos, indicando que a poluição por esses elementos químicos foi generalizada, algo muito preocupante para as áreas verdes da RMR.

Estes elementos químicos também estiveram correlacionados nas folhas das árvores estudadas na Praça Eng. do Meio BR-101 com a mesma provável fonte de origem. Por outro lado, correlação positiva para arsênio foram encontradas nesta praça (Figura 35), podendo ser associada a desgaste de peças devido ao grande fluxo de veículos pesados na área.

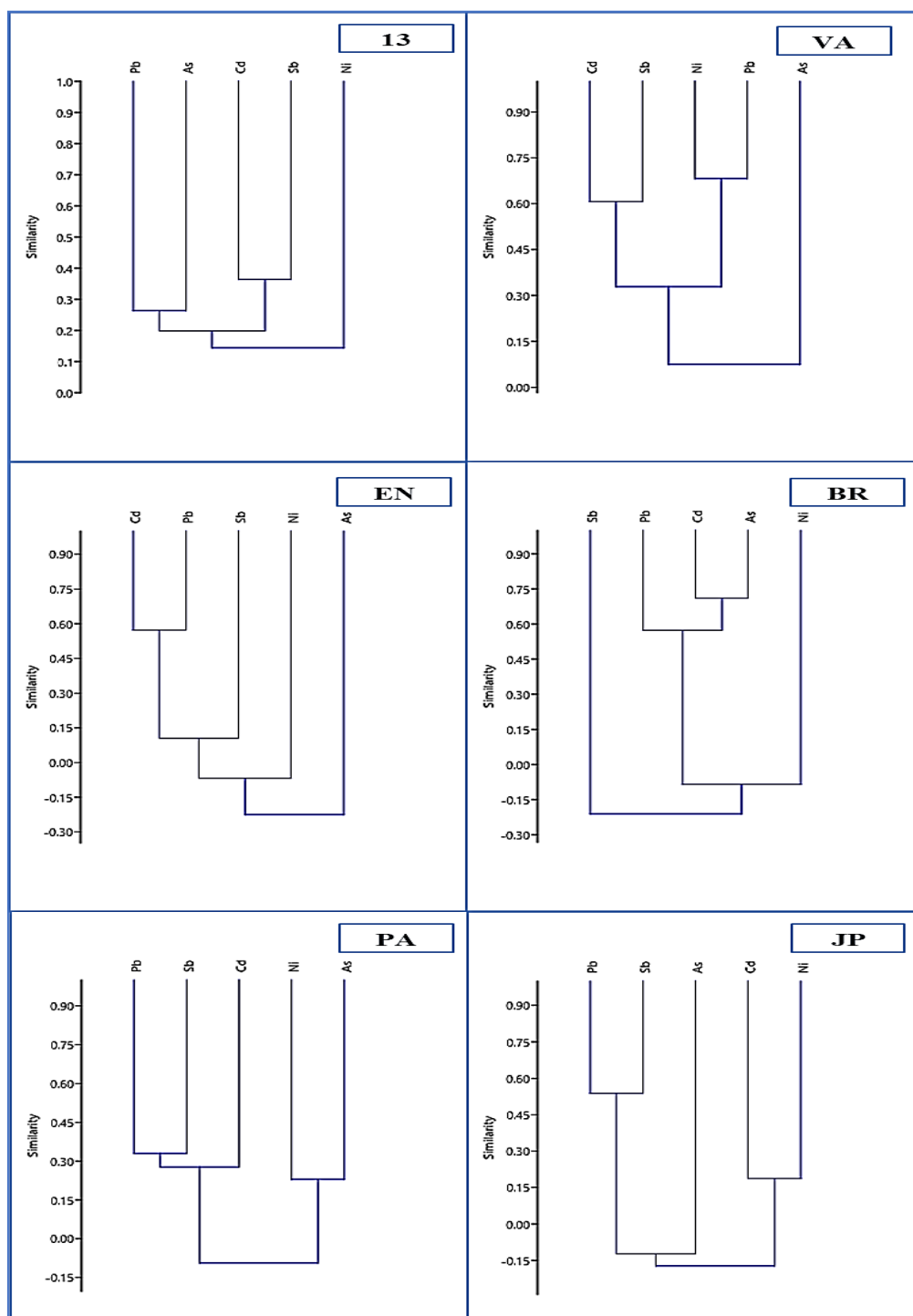
No Parque de Paulista, a correlação negativa para arsênio e positiva para os outros elementos químicos Cd e Pb foi novamente evidenciada, assim como antimônio que pode estar associado a queima de resíduos no local. Entretanto, conforme os dendrogramas da Figura 36, As foi associado a Ni na primeira ramificação do agrupamento, indicando que existiu sim uma fonte comum desses elementos químicos para o Parque de Paulista.

Cádmio e níquel apresentam correlação positiva de acordo com o gráfico de dispersão da Figura 35, levando-se a criar a hipótese de origem congruente, assim como observado para chumbo e antimônio na Praça de J. Paulista. O agrupamento entre esses elementos químicos no respectivo dendrograma da Figura 36 indicou fonte diferenciada para As na Praça de J. Paulista, na Praça da Várzea e no Parque de Eng. do Meio.

De maneira geral, os dendrogramas da Figura 36 corroboraram com resultados obtidos pela PCFA considerando os resultados de As, Cd, Ni, Pb e Sb obtidos para as folhas das árvores das áreas verdes da RMR. De acordo com os resultados obtidos nos dendrograma do Parque 13 de Maio, o elemento químico Ni teve uma origem diferente dos outros elementos químicos em estudo, havendo uma associação entre As e Pb com similaridade de 0,3 e Cd e Sb com similaridade de 0,4, demonstrando que estes elementos químicos devem ter origem de diversas fontes. Na Praça da Várzea, foi possível observar que as concentrações de As tiveram origem distinta dos demais elementos químicos, que se agruparam com Cd e Sb com similaridade de 0,6 e Ni e Pb com 0,75, devendo ser originado de fontes similares presentes neste local. No

Parque de Paulista, Pb, Sb e Cd tiveram provavelmente uma origem distinta, sendo agrupado apenas os elementos As e Ni com 0,3 de similaridade.

Figura 36 - Análise de agrupamento para os elementos químicos tóxicos em folhas de árvores das áreas verdes urbanas estudadas da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Na Praça do Eng. do Meio BR-101, Ni e Sb tiveram origem em fontes diferenciadas, formando um grupo com 0,6 de similaridade com Pb. As e Cd possivelmente foram de fontes distintas, enquanto o subgrupo com As e Cd foi formado com 0,65 de similaridade.

No Parque de Paulista, os elementos químicos não foram associados em grupos com valores altos de similaridade. As e Ni formaram um grupo com similaridade de aproximadamente 0,3. Na Praça de J. Paulista, de acordo com dendrograma da Figura 36, Cd e Ni foram agrupados com mais de 0,15 de similaridade, assim como Pb e Sb com aproximadamente 0,55 de similaridade.

Comparando com os resultados de solo, é possível observar uma maior heterogeneidade de fontes desses elementos químicos atuando na vegetação, contudo, a transferência solo-folha pode indicar se as plantas responderam positivamente às concentrações desses elementos químicos observadas nos solos.

4.5 TRANSFERÊNCIA SOLO-FOLHA DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM PARQUES E PRAÇAS DA RMR

As razões entre as concentrações totais determinadas no solo sob projeção das árvores presentes nas praças da RMR e aquelas obtidas nas folhas foram utilizadas para estimar os fatores de transferência entre os compartimentos solo-Planta – FT (Tabela 42).

Tabela 42 – Fatores de transferência média, mediana, valores máximos (Max) e mínimos (Min) e coeficiente de variação dos fatores de transferência solo-planta de parques da RMR

Local	Estatística	As	Cd	Ni	Pb	Sb
13 de Maio	Média	0,11	2,5	0,59	0,08	3,37
	Mediana	0,05	1,29	0,23	0,06	1,21
	Max	0,61	8,41	2,85	0,22	25,5
	Min	0,02	0,04	0,02	0,003	0,15
	CV%	115	105	131	73	172
	N	23	26	25	26	26
Várzea	Média	0,14	4,98	0,22	0,04	1,92
	Mediana	0,07	2,55	0,18	0,03	1,29
	Max	0,49	26,1	0,81	0,12	5,74
	Min	0,02	0,82	0,04	0,02	0,28
	CV%	112	128	89	69	82
	N	6	15	15	14	15
Eng. Do Meio	Média	1,58	7,98	7,56	0,37	7,75
	Mediana	1,58	4,93	0,97	0,08	3,87
	Max	2,95	17,5	41,1	3,91	39,4
	Min	0,22	0,94	0,04	0,03	1,26
	CV%	86	72	170	236	120
	N	2	18	18	18	18
Eng. Do Meio BR-101	Média	0,23	2,31	7,09	0,04	2,9
	Mediana	0,11	1,04	1,17	0,03	2,58
	Max	0,52	8,29	22,1	0,08	5,46
	Min	0,06	0,18	0,02	0,01	1,31
	CV%	88	115	117	63	46
	N	5	9	9	9	9
Paulista	Média	0,17	3,58	0,32	0,02	6,02
	Mediana	0,11	1,56	0,28	0,02	0,72
	Max	0,70	28,8	1,06	0,05	36,0
	Min	0,02	0,04	0,03	0,01	0,21
	CV%	95	188	78	64	160
	N	17	18	21	15	21
J. Paulista	Média	0,10	2,5	0,19	0,04	3,92
	Mediana	0,08	1,03	0,06	0,04	2,22
	Max	0,26	14,9	2,04	0,15	10,5
	Min	0,03	0,04	0,002	0,01	0,80
	CV%	63	148	219	75	62
	N	18	20	20	20	20

Fonte: O autor

De acordo com os dados da Tabela 42, os coeficientes de variação para os valores de transferência solo-planta em todas as praças e parques estudados ficaram acima de 40%, estando em conformidade com estudos em ecossistemas naturais ou minimamente impactados em que valores de transferência $FT_{\text{solo-Planta}}$ são tipicamente elevados (FRANÇA et al., 2007; SILVA, 2015; FERREIRA, 2016). Contudo, nesses ecossistemas naturais, elementos químicos tóxicos são pouco presentes, destacando a importância da vegetação de áreas verdes urbanas da RMR na captação de As, Cd, Ni, Pb e Sb.

Os fatores de transferência solo-folha estiveram ordenados como $Sb > Cd > Ni > As > Pb$ no Parque 13 de Maio; $Cd > Sb > Ni > As > Pb$ na Praça da Várzea; $Cd > Sb > Ni > As > Pb$ no Parque do Eng. do Meio; $Ni > Sb > Cd > As > Pb$ na Praça do Eng. do Meio BR-101; $Sb > Cd > Ni > As > Pb$ no Parque de Paulista e $Sb > Cd > Ni > As > Pb$ na Praça de Jardim Paulista. Os elementos químicos Cd e Sb apresentaram uma maior disponibilidade para as plantas nas praças estudadas, enquanto, para chumbo, obteve-se a menor disponibilidade.

Para facilitar a comparação dos resultados de transferência solo-folha para as áreas verdes da Região Metropolitana do Recife, foram compilados valores calculados e considerados de referência na Tabela 43.

Tabela 43 – Fatores de transferência solo-planta médios e faixas de concentração na literatura

Elemento	$FT_{\text{médio}}$	$FT_{\text{mínimo}} - FT_{\text{máximo}}$
As	0,028	0,0007 - 0,06
Cd	0,39	0,24 - 0,68
Ni	0,051	0,021 - 0,133
Pb	0,053	0,0009 - 0,097
Sb	0,016	0,001 - 0,061

Fonte: Compilado de Kabata-Pendias et al. (2011; 2015) e Lyubomirova et al. (2015)

Os valores de FT para arsênio foram superiores aos encontrados na literatura, sendo, em média, cerca de quatro vezes superior. O Parque do Eng. do Meio apresentou o maior FT (1,58) para este elemento químico, porém, na média, as concentrações no solo foram superiores aos presentes nas folhas. Cádmio apresentou os maiores FTs em todas as praças, alcançando 7,98 no Parque do Eng. do Meio, cerca de 20 vezes o valor de referência. A acumulação foi demasiada, cujas concentrações no solo sob a projeção da copa da árvore foram inferiores às aquelas observadas nas folhas.

Os maiores fatores de transferência de 7,56 e 7,09 foram observados para Ni no Parque do Eng. do Meio e Praça Eng. do Meio BR-101, respectivamente (Tabela 42). O chumbo apresentou o menor FT comparado com outros elementos químicos estudados, mas superior aos valores de referências presentes na Tabela 43. O Parque do Eng. do Meio apresentou o maior FT de 0,37 para Pb, indicando baixa transferência do elemento químico devido à baixa mobilidade do chumbo (KABATA PENDIAS, 2011). Nesse parque, também foi encontrado o valor mais elevado de FT (7,75) para Sb.

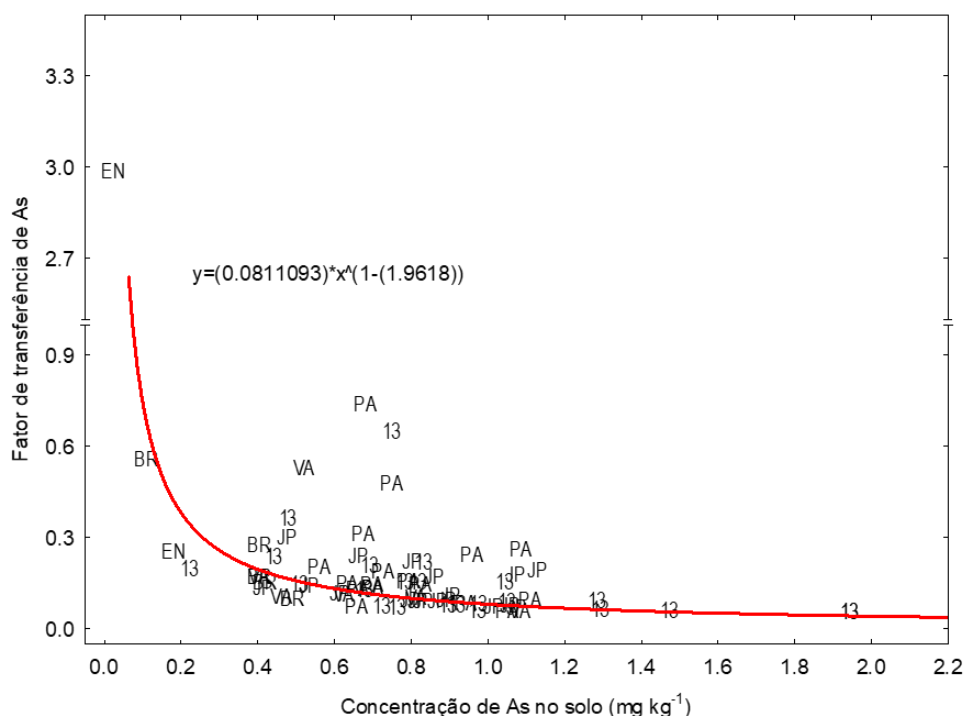
No caso dos elementos químicos estudados, os valores dos $FT_{\text{solo-folha}}$ nas praças avaliadas puderam ser considerados como altos e acima das faixas de referência, indicando, desta forma, que elevadas concentrações destes elementos químicos no solo foram transferidos com intensidade para as árvores nas praças e parques analisados ou houve contribuição significativa da absorção foliar devido à poluição atmosférica (FRANÇA, 2006). Nesse caso, é interessante comparar os resultados em um modelo de predição para avaliar comportamentos diferenciados quanto à absorção foliar de elementos químicos tóxicos.

4.5.1 Modelos de predição

A Figura 37 apresenta o modelo de predição para a transferência de arsênio no sistema solo-planta, sendo observado uma forte relação entre o fator de transferência e as concentrações no solo confirmando os resultados na Tabela 42. Vários estudos sobre a relação entre os conteúdos da vegetação e as concentrações totais e solúveis em solos sugerem que as plantas absorvem passivamente com o fluxo de água (MARKERT et al., 2000; KABATA PENDIAS, 2011).

Muitas espécies vegetais mostram uma capacidade notável de absorver arsênio (MARKERT, et al., 2000; KABATA PENDIAS, 2011). Estudos apontam que, em solos com baixo teor de As, há um acúmulo maior nas folhas com relação às raízes. A absorção de As depende da especiação do elemento químico no solo, seguindo a ordem: $As_{org.} > As^{5+} > As^{3+}$ (KABATA-PENDIAS, 2007; 2011). Sabe-se que várias espécies de plantas toleram um alto nível de As nos tecidos e associado à sua grande mobilidade no solo, este elemento químico torna-se um grande risco para a cadeia trófica de tecnoecossistemas.

Figura 37 – Ajuste do modelo de predição para os fatores de transferência de As nas áreas verdes da RMR.



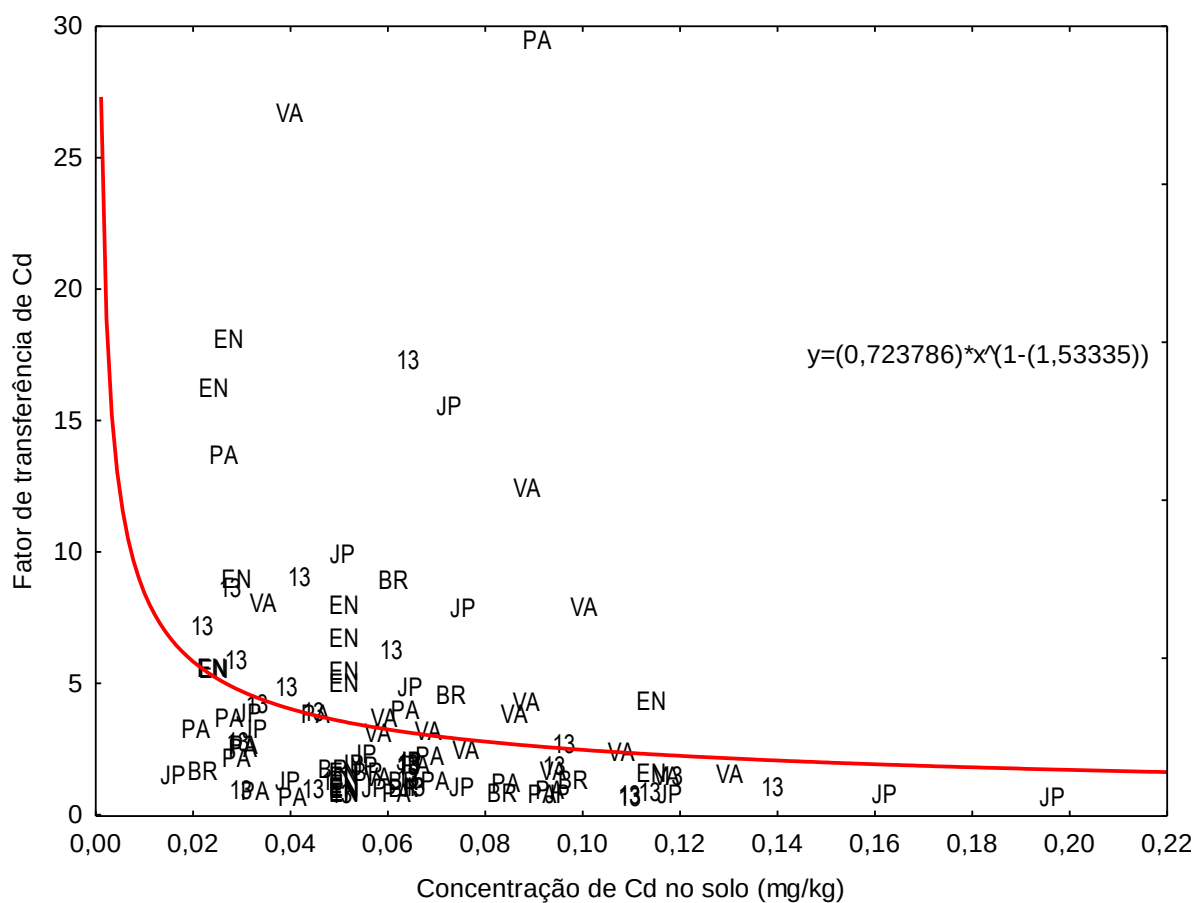
(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

O modelo de predição para Cd da Figura 38 apresentou o menor ajuste ($R > 0,5$) para os fatores de transferência e as concentrações nos solos das praças e parques estudados. O comportamento observado para Cd com relação aos fatores de transferência solo-planta foi extremamente preocupante, pois as plantas acumularam o elemento químico mesmo com as concentrações mais baixas no solo.

Isto pode indicar que a fração disponível ou biodisponível de Cd no solo pode corresponder a uma grande parte do conteúdo total de Cd neste meio ou que a vegetação presente nas praças e parques apresentaram uma afinidade na absorção e acumulação deste contaminante nas folhas (KABATA PENDIAS et al. 2007, 2011; MAGNA, 2013).

Figura 38 – Ajuste do modelo de predição para fatores de transferência de Cd (mg kg^{-1}) nas áreas verdes da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Como Cd não é um elemento químico essencial, é possível dizer que a vegetação não consiga evitar a absorção deste elemento químico no solo. O mesmo comportamento foi observado no Refúgio ecológico Charles Darwin (RECD) por Silva Neto (2015) e no Parque Natural Municipal Mata do Frio (PNMMF) por Ferreira (2016).

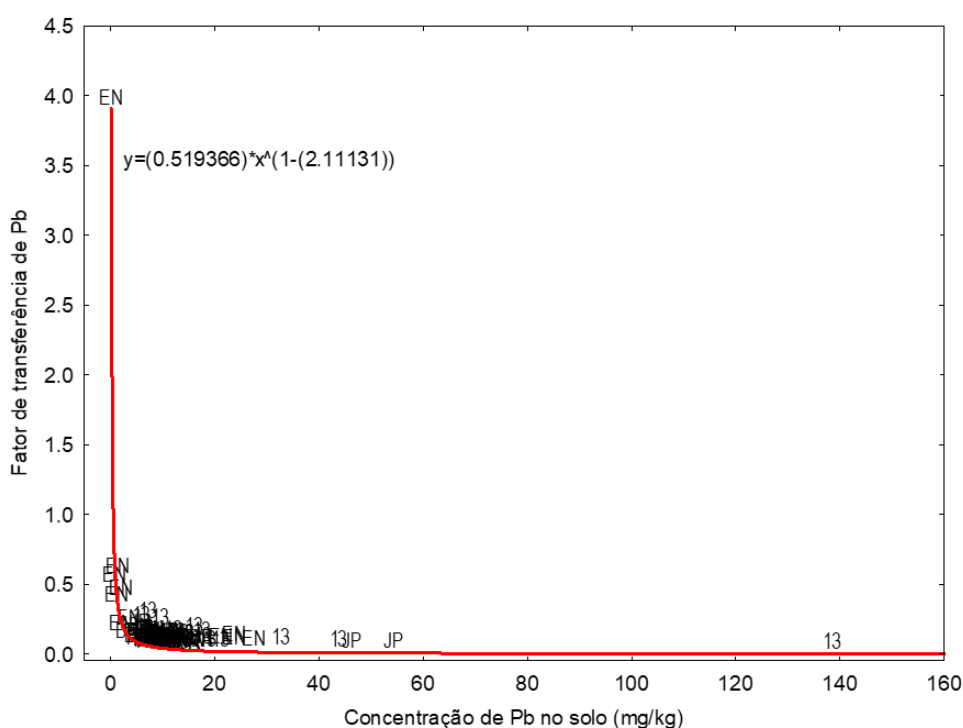
Vale ressaltar que valores de FT para este elemento químico não são facilmente disponíveis na literatura. Além disso, Cd apresenta uma maior mobilidade no solo em comparação com outros metais como Pb (FRANÇA et al., 2007; KABATA PENDIAS, 2011; SILVA, 2015; FERREIRA, 2016).

Em se tratando de Ni, o modelo de predição foi muito bem ajustado ($R > 0,9$) para este elemento químico conforme mostra a Figura 39, indicando que acumulação de Ni nas folhas seguiu a concentração desse elemento químico nos solos. O níquel é um elemento essencial

Pb no ambiente começou desde quando nossos ancestrais aprenderam o uso do fogo (KABATA PENDIAS, 2011). O destino do Pb antropogênico nos solos tem muita atenção recentemente, pois é perigoso para o homem e os animais tanto na cadeia alimentar e a inalação de poeira do solo ou ingestão.

A Figura 40 apresenta o modelo de predição ajustado aos dados dos fatores de transferência solo-vegetação e dos resultados de Pb nos solos nas praças da RMR. Os menores valores de FT comparado com os outros elementos químicos estudados foram também observados por Ferreira (2016). Como outrora relatado, isso se deve à baixa disponibilidade do chumbo para organismos devido à imobilização no solo (KABATA PENDIAS et al., 20011; KACALKOVA et al., 2014; FERREIRA, 2016).

Figura 40 – Ajuste do modelo de predição para fatores de transferência de Pb (mg kg⁻¹) nas áreas verdes da RMR.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor

Embora Pb ocorra naturalmente em todas as plantas, ainda não foi demonstrado nenhum papel essencial no metabolismo. Se Pb fosse necessário para as plantas, sua a concentração no nível de 2– 6 $\mu\text{g kg}^{-1}$ deveria ser suficiente (KABATA PENDIAS, 2011). Não há muito consenso sobre a quantidade de Pb presente no solo que pode estar disponível para as plantas,

informações sobre sua toxicidade para as espécies vegetais (KABATA PENDIAS, 2011; FERREIRA, 2016).

Os resultados permitem estimar que teores elevados dos contaminantes de interesse no solo ou na atmosfera sejam transferidos e absorvidos em quantidades variáveis, porém de maneira específica pelas diferentes espécies vegetais presentes nas praças e parques da RMR.

5 CONCLUSÕES

A partir da determinação de elementos tóxicos possivelmente cancerígenos em solos e folhas e sua transferência no sistema solo-planta de parques e praças da Região Metropolitana do Recife do Estado de Pernambuco, conclui-se que:

- ✓ A radioatividade natural dos solos das áreas verdes urbanas estudadas não apresentou risco quanto à exposição do indivíduo do público. Contudo, foram encontrados locais com altas concentrações de atividade de radionuclídeos Ra-226 e Ra-228 comparando com valores da média global (UNSCEAR, 2017).
- ✓ O uso de solos e vegetação se mostraram de grande eficiência na monitoração da qualidade ambiental relacionada com elementos químicos tóxicos. De acordo com os resultados obtidos, pôde-se observar que cada praça e parque, mesmo exposto às mesmas fontes de elementos químicos, demonstrou uma dinâmica própria, evidenciando a necessidade de programas de monitoração ambiental.
- ✓ De modo geral a praça do Eng. do Meio BR-101 apresenta o maior grau de contaminação do solo influenciado pela presença dos elementos químicos Cd e Pb. Com relação a concentração dos elementos químicos As, Cd, Ni, Pb e Sb na vegetação o Parque Eng. do Meio apresentou maior grau de contaminação. Embora todas as praças e parques estudados apresentem indícios de contaminação em pontos locais de seu interior é possível o uso coletivo e individual.
- ✓ Os solos das diferentes praças e parques da RMR em estudo foram sujeitos a diferentes fontes antropogênicas dos elementos químicos tóxicos e cancerígenos As, Cd, Ni, Pb e Sb. Arsênio, chumbo e cádmio foram os principais elementos químicos de fontes antropogênicas presentes nessas áreas verdes.
- ✓ As concentrações dos elementos químicos As, Cd, Ni, Pb e Sb nos solos das praças e parques da RMR estiveram abaixo dos valores de prevenção segundo a resolução CONAMA Nº 420/2009 e CETESB. Com base nestes valores, é possível indicar a segurança e qualidade ambiental referente aos solos.
- ✓ Com base na Instrução Normativa CPRH 007/2014, os elementos químicos As, Cd, Ni, Pb e Sb apresentaram valores médios e superiores aos valores normativos, necessitando

de estudos mais pormenorizados com relação a esses elementos químicos em solos das praças e parques da RMR.

- ✓ Os solos dos Parques 13 de Maio e Praça de J. Paulista alcançaram o limite de prevenção de $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ para arsênio; e o Parque 13 de Maio, Praça da Várzea, Parque de Paulista e Praça de J. Paulista alcançaram o limite de prevenção de 13 mg kg^{-1} para chumbo com base em valores determinados pelo CPRH.
- ✓ De modo geral, os fatores de contaminação para solos foram caracterizados como baixos para todos os elementos químicos em estudo (As, Cd, Ni, Pb e Sb), porém os solos das praças e parques apresentaram *hotspots* (pontos de maior contaminação dentro dessas áreas verdes).
- ✓ O índice de geoacumulação referente as concentrações médias determinadas no solo caracterizaram os solos das praças estudadas na RMR como não poluídos, contudo, conforme observado para os fatores de contaminação, também apresentaram áreas de poluição pontual.
- ✓ De modo geral, todos os locais de estudos apresentaram baixo potencial de risco ecológico, mas, apresentaram pontos com um forte potencial de risco ecológico, em que os elementos químicos As, Cd e Pb foram os principais fatores determinantes devido à toxicidade e biodisponibilidade no ambiente.
- ✓ O risco para a saúde humana devido à exposição a elementos tóxicos no solo (HI) não demonstrou que as concentrações dos elementos químicos nos solos oferecem risco para a saúde humana. No entanto, o risco potencial ligado à probabilidade de incidência de câncer (CR) para adultos na praça do Eng. do Meio BR-101 apresentou valores elevados quando comparados à literatura.
- ✓ A partir dos cálculos empregados, as áreas verdes foram ordenadas quanto ao risco à saúde humana relacionada com a probabilidade de câncer, para os elementos químicos As, Cd, Ni, Pb e Sb. Dentre eles, a presença de arsênio foi a mais prejudicial para adultos e crianças.
- ✓ O elemento cádmio apresentou concentrações médias e máximas acima da faixa de normalidade esperada para plantas em todas as praças estudadas, com destaque para a praça de Paulista (máxima de $2,62 \text{ mg kg}^{-1}$).

- ✓ Os elementos cádmio e antimônio apresentaram uma maior disponibilidade para as plantas em todas as praças e parques estudados, diferentemente de chumbo que apresentou uma menor disponibilidade.
- ✓ Os fatores de transferências para As, Cd, Ni, Pb e Sb se mostraram superiores aos valores encontrados na literatura, indicando, desta forma, que elevadas concentrações destes elementos químicos estão sendo provavelmente transferidas para as árvores nas praças e parques analisados.
- ✓ A acumulação de Cd pela vegetação foi preocupante para todas as áreas verdes estudadas, observando-se o mesmo comportamento com outras vegetações do Estado de Pernambuco.
- ✓ Foram identificadas diferentes características quanto à transferência de elementos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb do solo para vegetação, demonstrando a complexidade da ciclagem desses elementos químicos em tecnossistemas.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, D. S. D. **Radônio-222 e radionuclídeos associados em águas de poços e solos na área do fosforito uranífero da Região Metropolitana do Recife**. Dissertação de Mestrado (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco, 99p., 2018.
- AMARAL, R. D. S.; MORAIS, E. N. D. L.; DOS SANTOS JÚNIOR, J. A.; DA SILVA, A. N. C.; BEZERRA, J. D.; DOS SANTOS JUNIOR, O. P. Environmental ionizing radiation dose outdoor in an inhabited area with a high concentration of urano-phosphate in northeast of Brazil. **Radiation protection dosimetry**, 9p., 2018.
- ANJOS, R. M.; VEIGA, R.; SOARES, T.; SANTOS, A. M. A.; AGUIAR, J. G.; FRASCÁ, M. H. B. O.; GOMES, P. R. S. Natural radionuclide distribution in Brazilian commercial granites. **Radiation measurements**, v. 39, 8p., 2005.
- ANSARI, A. A.; SARVAJEET S. G.; RITU G.; LANZA, R. G.; NEWMAN, L.; **Phytoremediation: management of environmental contaminants**. Springer International Publishing. v. 5, 365p., 2017.
- ARAOS, M.; BERRANG-FORD, L.; FORD, J. D.; AUSTIN, S. E.; BIESBROEK, R.; LESNIKOWSKI, A. Climate change adaptation planning in large cities: A systematic global assessment. **Environmental Science & Policy**, v. 66, 7p., 2016.
- ARAÚJO, A. L. L. **Complexidade da acumulação de elementos químicos por árvores nativas da Mata Atlântica**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 113p., 2009.
- ATWOOD, D. A. **The rare earth elements: Fundamentals and applications** radionuclides in the environment. Lexington, John Wiley & Sons, 532p., 2013.
- BALIAN, E.; EGGERMONT, H.; LE ROUX, X. Outputs of the strategic foresight workshop “nature-based solutions in a Biodiversa context”. **Biodiversa, Brussels**, p.12, 2014.
- BARÓ, F.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Assessing the potential of regulating ecosystem services as nature-based solutions in urban areas. In: **Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas**. Springer, 19p., 2017.
- BARÓ, F.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; FRANTZESKAKI, N. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. **Ecological indicators**, v. 55, 12p., 2015.
- BEIR, V. **Committee on the biological effects of ionizing radiation. The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation**. Washington, DC: National Academy of Sciences, 534p., 1990.
- BIASIOLI, M.; GRČMAN, H.; KRALJ, T.; MADRID, F.; DÍAZ-BARRIENTOS, E.; AJMONE-MARSAN, F. Potentially toxic elements contamination in urban soils: a comparison of three European cities. **Environmental Quality**, v. 36, 9p., 2007.

BORGES, R. C.; MAHLER, C. F.; CALDAS, V. G.; DA SILVA, A. P.; BERNEDO, A. V. B. Mapping of the concentration of natural radionuclides in the Fundão Island, RJ, Brazil supported by geoprocessing and IDW interpolation. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, 13p., 2018.

BOWLER, D. E.; BUYUNG-ALI, L.; KNIGHT, T. M.; PULLIN, A. S. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. **Landscape and urban planning**, v. 97, 8p., 2010.

BRADY, N. C.; WEIL, R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 6 ed. England, Bookman Editora, 667p., 2009.

BRASIL, Lei. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF**, p. 5, 02 set. 1981.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente -CONAMA. Resolução n. 369, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF**, p. 150, 29 mar. 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, Seção 1**, p; 20 30 dez. 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA. Resolução nº 491 de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF**, 19 nov 2018.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 2012.

CAMPOS, R. B. F.; CASTRO, J. M. Áreas Verdes: Espaços Urbanos Negligenciados Impactando a Saúde. **Saúde & Transformação Social/Health & Social Change**, v. 8, 116p., 2017.

CAO, P.; FUJIMORI, T.; JUHASZ, A.; TAKAOKA, M.; OSHITA, K. Bioaccessibility and human health risk assessment of metal (loid) s in soil from an e-waste open burning site in Agbogbloshie, Accra, Ghana. **Chemosphere**, v. 240, 124p., 2020.

CARDOSO, L. X. **Análise de radionuclídeos naturais e artificiais do solo e de produtos alimentícios no Estado de Sergipe, principalmente na região do Platô de Neópolis (SE)**, Dissertação de Mestrado 117p., 2012.

CARVALHO, F.; CHAMBERS, D.; FERNANDES, S.; FESENKO, S.; GOULET, R.; HOWARD, B.; YANKOVICH, T. **The environmental behavior of radium: revised edition**. 283p., 2014.

CARVALHO, F.; **The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition. Technical Reports Series n. 476**. Vienna, IAEA. 283p., 2014

CHAPMAN, P. M. Determining when contamination is pollution—weight of evidence determinations for sediments and effluents. **Environment International**, v. 33, 9p., 2007.

CHARLESWORTH, S.; DE MIGUEL, E.; ORDÓÑEZ, A. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. **Environmental geochemistry and health**, v. 33, 20p., 2011.

CHIOZZI, P.; PASQUALE, V.; VERDOYA, M.; FELICE, P. Practical applicability of field γ -ray scintillation spectrometry in geophysical surveys. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 53, 5p., 2000.

CHRAPAŚCZCZ, M.; MRÓZ, L. Tree Bark, a valuable source of information on air quality. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, 14p. 2017.

CONCEIÇÃO, F. T. **Comportamento geoquímico de radionuclídeos e metais pesados em solos da bacia do Rio Corumbataí (SP)**, Dissertação de Mestrado, 146p., 2004.

DE ANGELIS, C.; GALDIERO, M.; PIVONELLO, C.; SALZANO, C.; GIANFRILLI, D.; PISCITELLI, P.; PIVONELLO, R. The environment and male reproduction: The effect of cadmium exposure on reproductive function and its implication in fertility. **Reproductive Toxicology**, v. 73, 22p. 2017.

DE MIGUEL, E.; IRIBARREN, I.; CHACON, E.; ORDONEZ, A.; CHARLESWORTH, S. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). **Chemosphere**, v. 66, 8p., 2007.

DE SÃO, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO. PAULO. **Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de São Paulo-2014**. São Paulo: CETESB, 3p., 2014.

DIAMOND, M. L.; PRIEMER, D. A.; LEI, N. L. Desenvolver um modelo multimídia de dinâmica química em uma área urbana. **Chemosphere**, v. 44, 12p., 2001.

DRAGOVIĆ, S.; PETROVIĆ, J.; DRAGOVIĆ, R.; ĐORĐEVIĆ, M.; ĐOKIĆ, M.; GAJIĆ, B. S. The influence of edaphic factors on spatial and vertical distribution of radionuclides in soil. In: **Radionuclides in the Environment**. Springer, Cham, 19p., 2015.

DUARTE, C. R. **Radioelementos naturais na área do Projeto Rio Preto (GO)**. Dissertação de Mestrado, 179p., 2002.

EC–EUROPEAN COMMISSION. Green infrastructure (GI)—enhancing Europe’s natural capital. **European Commission, Brussels**, 12p., 2013.

EGGERMONT, H.; BALIAN, E.; AZEVEDO, J. M. N.; BEUMER, V.; BRODIN, T.; CLAUDET, J.; LE ROUX, X. H. Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe. **GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society**, v. 24, 5p., 2015.

ENGLAND, N. Green space access, green space use, physical activity and overweight. **Sheffield: Natural England**. 5p., 2011.

EVERARD, M.; MCINNES, R. Systemic solutions for multi-benefit water and environmental management. **Science of the Total Environment**, v. 461, 9p., 2013.

FAO, ITPS. **Status of the World's Soil Resources (SWSR)–Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy**, v. 650, 260p., 2015.

FERGUSON, L. Anthrosols and technosols: the anthropogenic signature of contaminated soils and sediments in Australia. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, 269p., 2017.

FERNÁNDEZ, S.; COTOS-YÁÑEZ, T.; ROCA-PARDIÑAS, J.; & ORDÓÑEZ, C. Geographically weighted principal components analysis to assess diffuse pollution sources of soil heavy metal: application to rough mountain areas in Northwest Spain. **Geoderma**, v. 311, 9p., 2019.

FERREIRA, F. D. S. **Elementos químicos em ecossistemas: caracterização ambiental para restauração de áreas impactadas**. 2016. Dissertação de Mestrado (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 100p., 2016.

FRANÇA, E. J. **A biomonitoração da Mata Atlântica na conservação da biodiversidade: Espécies arbóreas nativas acumuladoras de elementos químicos**. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 362p., 2006.

FRANÇA, E. J.; CAMILLI, L.; DE NADAI FERNANDES, E. A.; ELIAS, C.; RODRIGUES, V. S.; CAVALCA, I. P. O.; FONSECA, F. Y.; BARDINI JUNIOR, C. Atmospheric chemical element pollution in an urban water-associated environment. **International Journal of Environment and Health**, v.5, 12p., 2011.

FRANÇA, E. J.; DE NADAI FERNANDES, E. A.; BACCHI, M. A.; ELIAS, C. Atlantic Forest: a natural reservoir of chemical elements. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v.276, 7p., 2008.

FRANÇA, E. J.; DE NADAI FERNANDES, 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, 19p., 2010.

FRÄNZLE, S. Chemical elements in plants and soil: Parameters controlling essentiality. **Springer Science & Business Media**, 199p. 2009.

FRÄNZLE, S.; MARKERT, B. The Biological System of the Elements (BSE). Part II: a theoretical model for establishing the essentiality of chemical elements. The application of

stoichiometric network analysis to the biological system of the elements. **Science of the total environment**, v. 249, 17p., 2000.

GATZ, D. F. Urban precipitation chemistry: a review and synthesis. **Atmospheric environment. Part B. Urban Atmosphere**, v. 25, 15p., 1991.

GILL, S. E.; HANDLEY, J. F.; ENNOS, A. R.; PAULEIT, S.; SUSANNAH E. Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. **Built environment**, v. 33, 18p., 2007.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. São Paulo. Artmed Editora, 510p. 510, 2016.

GRIMM, N. B.; BAKER, L. J.; HOPE, D. An ecosystem approach to understanding cities: familiar foundations and uncharted frontiers. In: **Understanding Urban Ecosystems**. New York, NY. Springer, 19p., 2003.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest ecology and management**, v. 148, 21p. 2001. HAENN, N.; WILK, R. **O ambiente na antropologia: um leitor de ecologia, cultura e vida sustentável**. New York, NY, NYU Press, 504p., 2006.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water research**, v. 14, 26p., 1980.

HARTIG, T.; MITCHELL, R.; DE VRIES, S.; FRUMKIN, H. Nature and health. **Annual review of public health**, v. 35, 21p., 2014.

HASAN, A. B.; KABIR, S.; REZA, A. S.; ZAMAN, M. N.; AHSAN, A.; RASHID, M. A. B. Enrichment factor and geo-accumulation index of trace metals in sediments of the ship breaking area of Sitakund Upazilla (Bhatiary–Kumira), Chittagong, Bangladesh. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 125, 7p., 2013.

HERRERO, F. Z. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas**. Tese de Doutorado. Tecnologias Energéticas e Nucleares, 93p., 2017.

HIROMOTO, G.; PERES, A. C.; TADEI, M. H.; SOARES, M. R.; ALLEONI, L. R. F. G. Radioactive soil characterization of the state of São Paulo, Brazil. In: **Proceedings of the annual international conference on soils, sediments, water and energy**, v. 12, 19p., 2010.

HOWARD, J. L.; DANIELS, W. L. Soils of Urban and Human-Impacted Landscapes. **International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology**, 10p., 2016.

IAEA- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation**. International Atomic Energy Agency, 208p., 2004.

- IYENGAR, M. A. R.; NARAYANA RAO, K. **The environmental behaviour of radium. TRS- International Atomic Energy Agency Technical Report Series.** v. 1, Vienna. IAEA. 467p. 1990.
- JACOB, J. M.; KARTHIK, C.; SARATALE, R. G.; KUMAR, S. S.; PRABAKAR, D.; KADIRVELU, K.; PUGAZHENDHI, A. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: a survey of literature. **Journal of environmental management**, v. 217, 14p., 2018.
- JOHNSON, D. L.; AMBROSE, S. H.; BASSETT, T. J.; BOWEN, M. L.; CRUMMEY, D. E.; ISAACSON, J. S.; WINTER-NELSON, A. E. Meanings of environmental terms. **Journal of environmental quality**, v. 26, 8p., 1997.
- JÚNIOR, J. S.; CARDOSO, J. J. R. F.; SILVA, C. M.; SILVEIRA, S. V.; AMARAL, R. S. Determination of radionuclides in the environment using gamma-spectrometry. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 269, 4p., 2006.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants.** New York, NY, CRC Press Inc., 486p., 2001.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants.** 4 ed. New York, NY, CRC Press Inc., 512p., 2011.
- KABATA-PENDIAS, A.; SZTEKE, B. **Trace elements in abiotic and biotic environments.** New York, NY, CRC Press, 393p., 2015.
- KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Traço elementos do solo ao humano.** New York, NY, Springer Science & Business Media, 561p. 561, 2007.
- KABISCH, N.; FRANTZESKAKI, N.; PAULEIT, S.; NAUMANN, S.; DAVIS, M.; ARTMANN, M.; BONN, A. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. **Ecology and Society**, v. 21, 15p., 2016.
- KAUSHIK, G.; RAZA, K. Potential of novel Dunaliella salina from sambhar Salt Lake, India, for bioremediation of hexavalent chromium from aqueous effluents: An optimized green approach. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 180, 8p., 2019.
- KHALID, A.; ANWAR, M. S.; SIDDIQI, S. A. **Energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF) for studying coinage from the Indo-Pak subcontinente**, 13p., 2011.
- KUZMANOSKI, M. M.; TODOROVIĆ, M. N.; ANIČIĆ-UROŠEVIĆ, M. P.; RAJŠIĆ, S. F. **Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade.** Hemijska industrija, v. 68, 9p., 2014.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**, traduzido por: Prado, CHBA, São Carlos, 2ed. RIMA, 531p., 2004.
- LEE, A. C.; MAHESWARAN, R. The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. **Journal of public health**, v. 33, 10p., 2011.

- LUDWIG, D. F.; IANNUZZI, T. J. Incremental ecological exposure risks from contaminated sediments in an urban estuarine river. **Integrated environmental assessment and management**, v. 1, 16p., 2005.
- LUO, T.; YING, D. I. N. G.; JIANXIONG, S. U. N.; WEIMIN, Z. O. U.; FENG, Z. H. O. U. **Pollution characteristics and assessment of heavy metals in wetland soil in the area of northern Jiangsu Province**, 12p., 2018.
- LUO, X. S.; DING, J.; XU, B.; WANG, Y. J.; LI, H. B.; YU, S. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. **Science of the Total Environment**, v. 424, 8p., 2012.
- LYUBOMIROVA, V.; MIHAYLOVA, V.; DJINGOVA, R. Effects of soil properties and anthropogenic activity on the transfer of 52 elements in the system soil/*Taraxacum officinale*. **Journal of soils and sediments**, v. 15, 8p., 2015.
- MAGALHÃES, M. R. L. **Adequabilidade de farinhas de insetos comestíveis para a produção de material de referência**. Tese de Doutorado, (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 109p., 2019.
- MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B.; CARVALHO, M. D. F. Chumbo e cádmio detectados em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro-Bahia. **Química Nova**, v. 7, 8p., 2013.
- MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. **Bioindicators and biomonitors**. Oxford, Elsevier, 1017p., 2003.
- MARKERT, B; FRÄNZLE, S.; WÜNSCHMANN, S. Evolução química. London, **Springer International Publishing**, 295p., 2015.
- MASARIK, J. Origin and distribution of radionuclides in the continental environment. **Radioactivity in the environment**, v. 16, 25p., 2009.
- MELLO, C. R. **Determinação das Concentrações das Atividades de 228ra, 228th e 40k em leite em Pó para Estimativa da Dose Efetiva Comprometida**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 61p., 2018.
- MÉLO, J. T. B. **Moluscos Terrestres *Littoraria angulifera* e *Melampus coffea* como biomonitores da qualidade ambiental de Manguezais Pernambucanos**. Universidade Federal de Pernambuco. Dissertação (Mestrado), (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco., 98p., 2014.
- MEMOLI, V.; ESPOSITO, F.; PANICO, S. C.; MARCO, A.; BARILE, R.; MAISTO, G. V. Evaluation of tourism impact on soil metal accumulation through single and integrated indices. **Science of The Total Environment**, v. 682, 6p., 2019.
- MENG, Q. The impacts of fracking on the environment: a total environmental study paradigm. **Science of the Total Environment**, v. 580, 4p., 2017.

MEUSER, H. **Contaminated urban soils**. London, Springer Science & Business Media, 303p., 2010.

MIGASZEWSKI, Z. M.; GAŁUSZKA, A.; PASŁAWSKI, P. The use of the barbell cluster ANOVA design for the assessment of environmental pollution: a case study, Wigierski National Park, NE Poland. **Environmental Pollution**, v. 133, 10p., 2005.

MMA MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas contaminadas. 2019. Internet. Disponível em< <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas.html>. Acesso em 08 janeiro 2019.

MONTANARELLA, L.; PENNOCK, D. J.; MCKENZIE, N.; BADRAOUI, M.; CHUDE, V.; BAPTISTA, I.; VARGAS, R. **World's soils are under threat**. **Soil**, v. 2, 3p., 2016.

MONTEIRO, J.; CARLOS M. **Oligoelementos na nutrição humana**. Dissertação (Mestrado). Instituto Superior De Ciências Da Saúde Egas Moniz, 65p., 2017.

MOREIRA, T. C. L. **Interação da vegetação arbórea e poluição atmosférica na cidade de São Paulo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 80p., 2010.

MOSTERT, M. M.; AYOKO, G. A.; KOKOT, S. Multi-criteria ranking and source identification of metals in public playgrounds in Queensland, Australia. **Geoderma**, v. 173, 10p., 2012.

MULWARE, S. J. Trace elements and carcinogenicity: a subject in review. **3 Biotech**, v. 3, 12p., 2013.

NASCIMENTO, A. F. **AAS aplicada à quantificação de elementos traços em farinhas de insetos utilizado como alimentos**. Dissertação de Mestrado (Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 51p, 2019.

NETO, M.; A.; J. **Avaliação de radionuclídeos primordiais em solos nativos com diferentes atividades agrícolas no estado de Pernambuco**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco. 83p., 2017.

NICHOLLS, R. J.; WONG, P. P. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. **Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate change** Cambridge Univ. Press, Cambridge, 2007.

OKUNO, E.; YOSHIMURA, E. M. Física das radiações. São Paulo, **Oficina de Textos**, 296p., 2016.

OLIVA, S. R.; ESPINOSA, A. F. Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. **Microchemical Journal**, v. 86, 8p., 2007.

PACHAURI, R. K.; ALLEN, M. R.; BARROS, V. R.; BROOME, J.; CRAMER, W.; CHRIST, R.; VAN Y. J. P. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. IPCC, 151p., 2014.

- PAIVA, J. D. S. D. **Remediação por fitoextração de contaminação radioativa por espécies nativas de manguezais**. Tese de Doutorado, (Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 117 p., 2018.
- PAIVA, J. D. S.; SOUSA, E. E.; DE FARIAS, E. E. G.; CARMO, A. M.; SOUZA, E. M.; DE FRANÇA, E. J. Natural radionuclides in mangrove soils from the State of Pernambuco, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 307, 6p., 2016.
- PELOZATO, M.; HUGEN, C.; CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; DA SILVEIRA, C. B.; MIQUELLUTI, D. J.; DE SOUZA, M. C. Comparação entre métodos de extração de cádmio, cobre e zinco de solos catarinenses derivados de basalto e granito-migmatito. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 10, 10p., 2011.
- PICKETT, S. T.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; COSTANZA, R. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. **Annual review of ecology and systematics**, v. 32, 30p., 2001.
- POGGI, C. M. B. **Radionuclídeos em incrustações formadas por caldeiras de instalações industriais de Pernambuco: caracterização química e radiométrica**. Tese de Doutorado; (Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 171p., 2016.
- PRASAD, M. N. V. **Oligoelementos como contaminantes e nutrientes: consequências nos ecossistemas e na saúde humana**. Nova Iorque, John Wiley & Sons, 790p., 2008.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**, Londrina, Editora Planta, 327p., 2001.
- RAYMOND R.; WEIL, N. C. B. **Nature and Properties of Soils**. 15 ed. Columbus, Pearson Education. 1105p., 2016.
- RECIFE. **Dados na prefeitura do Recife**. Disponível em: <http://www2.recife.pe.gov.br/servico/dados-na-prefeitura-do-recife-0>. Acesso em 20 de novembro de 2019.
- REES, W. E. Understanding urban ecosystems: an ecological economics perspective. In: Understanding urban ecosystems. New York, NY, Springer, 21p., 2003.
- REIMAN, C.; CARITAT, P. Chemical elements in the environment. **Pactsheets for the Geochemist and Environmental Scientist Springer Verlag, Berlin-Heidellberg**, 403p., 1998.
- REIMANN, C.; DE CARITAT, P. **Elementos químicos no ambiente: fichas informativas para o geoquímico e cientista ambiental**. Springer Science & Business Media, p.403, 2012.
- REVI, A. Climate change risk: an adaptation and mitigation agenda for Indian cities. **Environment and urbanization**, v. 20, 22p., 2008.
- RIBEIRO, F. C. A. **Radioactive isotopes in soils of Rio de Janeiro state: reference values, spatial distribution and correlation with environmental factors**. Tese de Doutorado, 188 p., 2016.

RIBEIRO, F. C.; LAURIA, D. D. C.; DO RIO, M. A.; DA CUNHA, F. G.; DE OLIVEIRA, W.; LIMA, E. D. A. M.; FRANZEN, M. Mapping soil radioactivity in the Fernando de Noronha archipelago, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 311, 30p., 2017.

RICKLEFS, R.E, **A Economia da Natureza**. 6ª ed. Rio de Janeiro. Editora Guanabara Koogan, p.230, 2010.

ROBERTSON, A.; ALLEN, J.; LANEY, R.; CURNOW, A. The cellular and molecular carcinogenic effects of radon exposure: a review. **International journal of molecular sciences**, v. 14, 19p., 2013.

RODRÍGUEZ-OROZ, D.; VIDAL, R.; FERNANDOY, F.; LAMBERT, F.; QUIERO, F. Metal concentrations and source identification in Chilean public children's playgrounds. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, 9p., 2018.

RUBIRA, F. G. Definição e diferenciação dos conceitos de áreas verdes/espços livres e degradação ambiental/impacto ambiental. **Caderno de Geografia**, v. 26, 16p. 2016.
SÁNCHEZ, L. **Avaliação de impacto ambiental**. 2 ed. São Pãulo. Oficina de Textos, 583p., 2015.

SANESI, G.; COLANGELO, G.; LAFORTEZZA, R.; CALVO, E.; & DAVIES, C. Urban green infrastructure and urban forests: a case study of the Metropolitan Area of Milan. **Landscape Research**, v. 42, 11p., 2017.

SANTOS JUNIOR, J. A. **Avaliação radiométrica do U-238, Ra-226, Th-232 e K-40 em uma área anômala do agreste de Pernambuco**, Tese de Doutorado, (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 113p., 2009.

SANTOS, F. P. C. **Radionuclídeos naturais em águas minerais comercializadas na cidade de Recife** – PE. Dissertação de Mestrado (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco, 61p., 2010.

SANTOS, T. O. **Biomonitoração da qualidade do ar na Região Metropolitana do Recife**, Tese de Doutorado, (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. 120p., 2016.

SCHLESINGER, W. H.; BERNHARDT, E. S. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. 3 ed. EUA, Academic press, 668p., 2013.

SCHOONOVER, J. E.; CRIM, J. F. An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v. 154, 26p., 2015.

SHAHZAD, B.; TANVEER, M.; REHMAN, A.; CHEEMA, S. A.; FAHAD, S.; REHMAN, S.; SHARMA, A. Nickel; whether toxic or essential for plants and environment-A review. **Plant physiology and biochemistry**, v. 132, 10p., 2018.

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

SILVA, N. P. C. **Interação solo-vegetação na avaliação de impactos ambientais em fragmento florestal de Mata Atlântica**. Dissertação de Mestrado. (Departamento de Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco, 122p., 2015.

SILVA, P. R. B.; MAKARA, C. N.; MUNARO, A. P.; SCHNITZLER, D. C.; WASTOWSKI, A. D.; POLETO, C. Comparison of the analytical performance of EDXRF and FAAS techniques in the determination of metal species concentrations using protocol 3050B (USEPA). **International Journal of River Basin Management**, v. 14, 5 p., 2016.

SKOOG – WEST – HOLLER – CROUCH – **Fundamentos de Química. Analítica**, tradução da 8ed. norte-americana, editora Thomson, 1026p., 2006.

SKOOG A, F.; JAMES H.; STANLEY R. **Principles of Instrumental Analysis** 7ed. Norte Americana, Cengage Learning, 985p., 2016.

SOUZA, E. M. **Estratigrafia da sequência clástica inferior (andares coniaciano-maastrichtiano inferior) da Bacia da Paraíba e suas implicações paleogeográficas**. Recife: UFPE, 375 p. 2006.

SOUZA, J. M. **Avaliação da concentração de radionuclídeos naturais das séries U-238 e Th-232, K-40 e caracterização química inorgânica de perfis de solo e de detecção de sedimento da área de influência do reservatório Taiaçupeba, estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 139p., 2017.

TAIZ, L. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6 ed. São Paulo. Artmed Editora, 888p., 2017.

TEPLITSKY, C.; PIHA, H.; LAURILA, A.; MERILÄ, J. Common pesticide increases costs of antipredator defenses in *Rana temporaria* tadpoles. **Environmental science & technology**, v. 39, 6 p., 2005.

TYOPINE, A.; JAYEOYE, T. J.; OKOYE, C. B. Geoaccumulation assessment of heavy metal pollution in Ikwo soils, eastern Nigeria. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, 58 p., 2018.

UMISEDO, N. K. **Dose de radiação ionizante decorrente do uso de fertilizantes agrícolas**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 134 p., 2007.

UNEP, F. I. BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES: BLOOM OR BUST. A document of the UNEP FI Biodiversity & Ecosystem Services Work Stream (BESW), Geneva, v.7, 39p., 2008.

UNITED NATIONS. SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION-UNSCEAR. **Effects of ionizing radiation: UNSCEAR Report to the General Assembly, with scientific annexes**. United nations publications, 638p., 2008.

UNITED NATIONS. SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION-UNSCEAR. **Sources and effects of ionizing radiation: sources.** United Nations Publications, 659p., 2000.

UNITED NATIONS. SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION-UNSCEAR. **Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Fifty-sixth Session (10-18 July 2008).** United Nations Publications, 38p., 2008.

UNITED NATIONS. SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION-UNSCEAR. **Sources, effects and risks of ionizing radiation, united nations scientific committee on the effects of atomic radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes.** United Nations, New York. 194p., 2017.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment. Office of Emergency and Remedial Response, US **Environmental Protection Agency**, Washington DC, 25p., 2007.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Exposure Factors Handbook Edition (Final); United States Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response, US **Environmental Protection Agency**, Washington DC, 1466p., 2011.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Risk Assessment Guidance for Superfund: vol1. Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors (Interim Final). Office of Emergency and Remedial Response, US **Environmental Protection Agency**, Washington DC, 291p., 1991.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Standard Operating Procedure for an In Vitro Bioaccessibility Assay for Lead in Soil. Office of Emergency and Remedial Response, US **Environmental Protection Agency**, Washington DC, 16p., 2008.

WALSH, C. J. Protection of in-stream biota from urban impacts: minimise catchment imperviousness or improve drainage design? **Marine and Freshwater Research**, v. 55, n. 3, 9p., 2004.

WANG, M.; HAN, Q.; GUI, C.; CAO, J.; LIU, Y.; HE, X.; HE, Y. Differences in the risk assessment of soil heavy metals between newly built and original parks in Jiaozuo, Henan Province, China. **Science of The Total Environment**, v. 676, 10p., 2019.

WANG, N.; WANG, A.; KONG, L.; HE, M. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment. **Science of the Total Environment**, 17p., 2018.

WANG, X.; SUN, Y.; LI, S.; WANG, H. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in soil from the Raoyanghe Wetland, China. **PloS one**, 14(8), 19p., 2019.

WEISS, P.; OFFENTHALER, I.; ÖHLINGER, R.; WIMMER, J. Higher plants as accumulative bioindicators. In: Trace Metals and other Contaminants in the Environment. **Elsevier**, 35p., 2003.

WOLF, R. E. What is ICP-MS? and more importantly, what can it do. **US Geological Survey**, 7p., 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION- OMS. **Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease**, v. 2, 121p., 2016.

WRB, WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. **FAO**, Rome, 213p., 2015.

YI, Y. J.; SUN, J.; TANG, C. H.; ZHANG, S. H. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment in the upper reach of the Yangtze River. **Environmental Science and Pollution Research**, 11p., 2016.

YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. **Environmental pollution**, v. 159, 10p., 2011.

ZHANG, P.; KRUMHANS�, J. L.; BRADY, P. V. **Introduction to properties, sources and characteristics of soil radionuclides**. Soil Science Society of America, 263p., 2002.

ZHANG, Y.; CHEN, J.; WANG, L.; ZHAO, Y.; OU, P.; SHI, W. Establishing a health risk assessment for metal speciation in soil—A case study in an industrial area in China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 166, 9p., 2018.

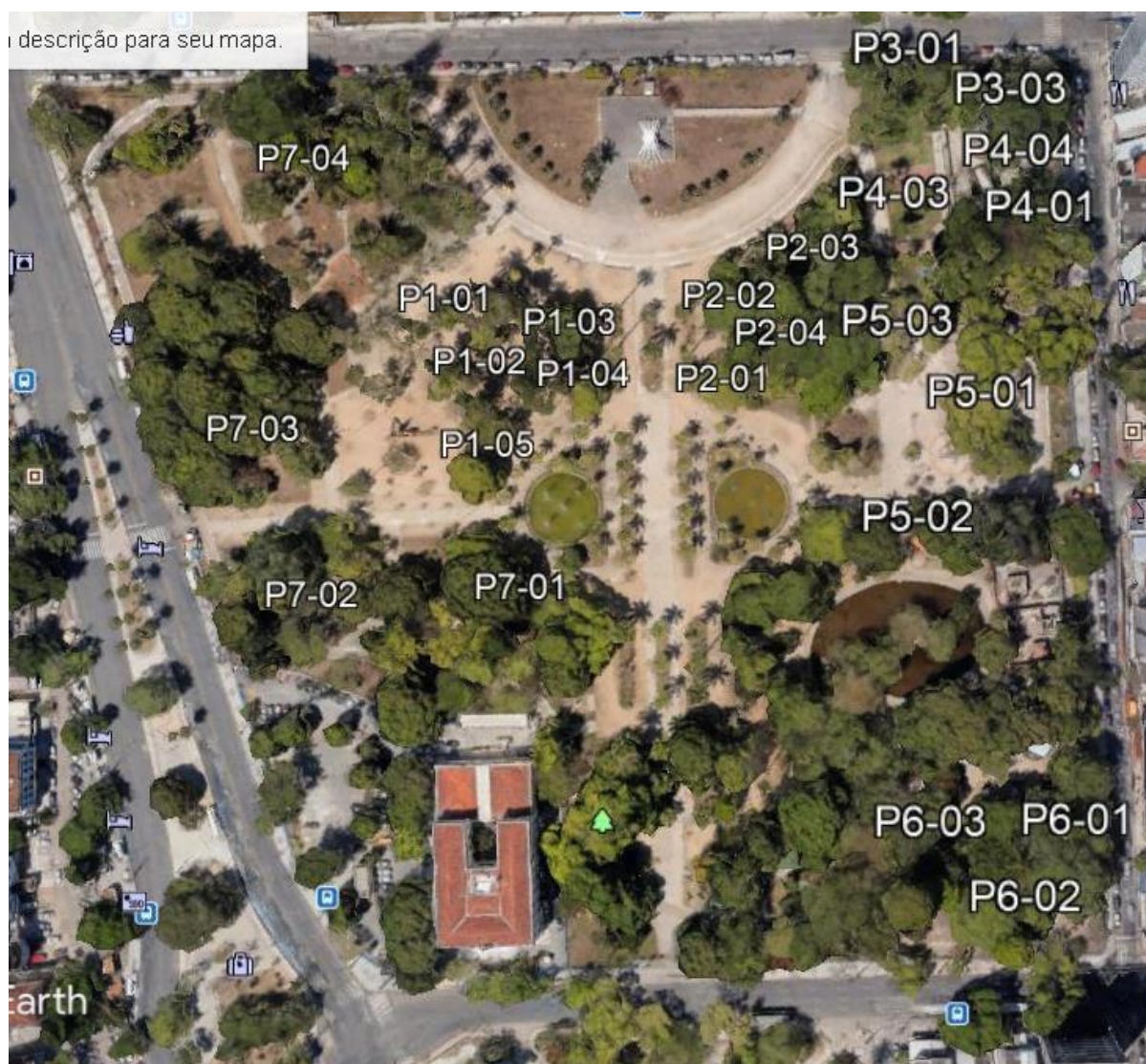
ZHENG-QI, X.; SHI-JUN, N.; XIAN-GUO, T.; CHENG-JIANG, Z. Calculation of Heavy Metals' Toxicity Coefficient in the Evaluation of Potential Ecological Risk Index [J]. **Environmental Science & Technology**, v. 2, 31p., 2008.

ZIJP, M. C.; HUIJBREGTS, M. A.; SCHIPPER, A. M.; MULDER, C.; POSTHUMA, L. Identification and ranking of environmental threats with ecosystem vulnerability distributions. **Scientific reports**, v. 7, 298p., 2017.

APÊNDICE A- Áreas do Parque 13 de Maio



Fonte: O autor.

APÊNDICE B- Pontos de coleta no Parque 13 de Maio

Fonte: O autor.

APÊNDICE C- Áreas da Praça da Várzea



Fonte: O autor.

APÊNDICE D- Pontos de coleta na Praça da Várzea

Fonte: O autor.

APÊNDICE E- Áreas do Parque Eng. Do meio



Fonte: O autor.

APÊNDICE F- Pontos de coleta no Parque Eng. Do Meio

Fonte: O autor.

APÊNDICE G- Áreas da Praça Eng. do Meio Br-101



Fonte: O autor.

APÊNDICE H- Pontos de coleta na Praça Eng. do Meio Br-101



Fonte: O autor.

APÊNDICE I- Áreas do Parque de Paulista



Fonte: O autor.

APÊNDICE J- Pontos de coleta no Parque de Paulista

Fonte: O autor.

APÊNDICE L- Áreas da Praça de J. Paulista



Fonte: O autor.

APÊNDICE M- Pontos de coleta na Praça de J. Paulista

Fonte: O autor.