

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

“Análise do monitoramento da contaminação ambiental do solo do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica”

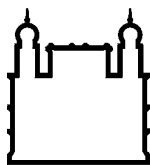
por

Andreia Nogueira Lima

Dissertação apresentada com vistas à obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública.

*Orientador principal: Prof. Dr. Marcelo Motta Veiga
Segundo orientador: Prof. Dr. Carlos Domingos da Silva*

Rio de Janeiro, abril de 2015.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

Esta dissertação, intitulada

“Análise do monitoramento da contaminação ambiental do solo do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica”

apresentada por

Andreia Nogueira Lima

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Aldir Carlos Silva

Prof. Dr. Dalton Marcondes Silva

Prof. Dr. Marcelo Motta Veiga – Orientador principal

Dissertação defendida e aprovada em 17 de abril de 2015.

Catálogo na fonte
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca de Saúde Pública

L732a Lima, Andreia Nogueira
Análise do monitoramento da contaminação ambiental no solo do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica. / Andreia Nogueira Lima. -- 2015.
166 f. : il. color. ; tab. ; mapas

Orientador: Marcelo Motta Veiga
Carlos Domingos da Silva

Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2015.

1. Aterros Sanitários. 2. Resíduos Sólidos. 3. Solo. 4. Metais Pesados. 5. Poluição do Solo. 6. Controle da Contaminação do Solo. 7. Monitoramento. 8. Remediação. 9. Poluição Ambiental.
I. Título.

CDD – 22.ed. – 363.7285

Aos meus amados pais, Antonio Nogueira Lima (in memoriam) e Maria de Lourdes Lima Nogueira, que me deram o exemplo de amor, honestidade e trabalho. Sei que nada sou sem vocês.

A minha querida irmã Adriana Nogueira Lima (in memoriam) por ter feito parte da minha vida, mesmo que por pouco tempo. Por ter me protegido quando éramos crianças e, principalmente pelo amor.

Aos meus queridos Tios Assis, Beto e Luiz pelo apoio incondicional, incentivo aos estudos e, por todo amor e carinho.

Vocês estão sempre presentes em meu coração.

*Ao Tio Zé pelas caminhadas no Ceará e por todo carinho e amor.
A minha prima Núbia que muito me ajudou nos momentos difíceis.
A toda minha família pelo apoio e carinho.*

OFEREÇO

Pela vida, amor e por estarem sempre presentes em minha vida.

À Deus e Jesus Cristo

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Marcelo Motta Veiga pela paciência, confiança, orientação sempre construtiva e eficiente e, sobretudo pelo seu exemplo de profissionalismo. Sempre disponível e atencioso para me orientar, tenho orgulho de ter sido sua orientada. Sou profundamente grata por ter aceitado me orientar em um momento tão difícil.

Ao meu co-orientador Carlos Domingos da Silva pela amizade, paciência, confiança, apoio, profissionalismo, ensinamentos e sugestões na área de solo, além da orientação construtiva. Sempre disposto e atencioso ao longo do curso. Agradeço de todo coração.

Aos professores e funcionários do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP/FIOCRUZ), sempre disponíveis e atenciosos, agradeço pela atenção.

À amiga Valéria Borba do Nascimento pela amizade e por ter ajudado nos momentos mais difíceis durante o mestrado.

As minhas amigas Bia, Munique, Rosiane, Valda, Meriane e Geórgia, pela amizade e momentos felizes.

Ao meu amigo Aldir pela amizade, colaboração e sempre atencioso.

Aos amigos do mestrado Lia, Kelly, Paulo e Fernando pelos momentos de descontração, além do apoio, incentivo e compreensão.

Ao curso de Pós-Graduação em Saúde Pública da Escola Nacional de Saúde Pública e à Fundação Oswaldo Cruz, pela oportunidade e contribuição científica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo apoio financeiro.

A todos que participaram direta ou indiretamente deste estudo, meus sinceros agradecimentos.

Muito obrigada!

RESUMO

A degradação ambiental decorrente do descarte inadequado de resíduos sólidos tem aumentado com o desenvolvimento tecnológico. Os resíduos sólidos podem conter substâncias químicas com características tóxicas, dentre elas os metais pesados presentes em materiais provenientes de diversas atividades. Estas substâncias químicas podem poluir e contaminar o solo, pela migração do chorume gerado em aterros que foram conduzidos sem técnica adequada para o destino final, o que pode ocasionar um risco à saúde pública e o meio ambiente. A deposição de resíduos sólidos urbanos está entre as atividades que contribuem para o surgimento de áreas contaminadas e apresenta algumas especificidades para a sua recuperação. Esta pesquisa objetivou analisar o monitoramento ambiental do solo que foi realizado no aterro encerrado no município de Seropédica. O presente trabalho consiste em determinar no solo os teores dos parâmetros: pH, alumínio, manganês, zinco, cádmio e chumbo, a partir de análise química, que servirá como indicativo do nível de contaminação deste solo e identificar as tecnologias de remediação de solos contaminados por metais pesados, que poderiam ser utilizadas. O estudo dos conceitos e dos aspectos relacionados ao tema proposto permitiu uma melhor compreensão e conhecimento do monitoramento ambiental do solo. Para a realização da análise do solo foram coletadas vinte e uma amostras na área do entorno do aterro encerrado de Seropédica. Os resultados mostraram teores de alumínio e chumbo baixos, pH alcalino moderado e teores de manganês dentro da normalidade. Foi verificado que a área está contaminada pelos metais pesados zinco e cádmio. Dessa forma, os resultados da análise química do solo indicam a necessidade e importância da continuidade do monitoramento do solo. Ainda que a área tenha sido remediada após o encerramento das atividades, a remediação do solo se faz pertinente, tendo em vista uma melhor qualidade de vida para a população que reside nas adjacências e para o meio ambiente, além da inserção da área no espaço urbano.

Palavras-chave: Aterro; Resíduos sólidos urbanos; Solo; Metais pesados; Contaminação do solo; Monitoramento; Remediação.

ABSTRACT

Environmental degradation resulting from improper disposal of solid waste has increased with technological development. Solid waste can contain chemicals with toxic characteristics, among them heavy metals from materials from various activities. These chemicals can pollute and contaminate soil, the migration of leachate generated in landfills that were conducted without proper technique to the final destination, which can cause a risk to public health and the environment. The deposition of municipal solid waste is among the activities that contribute to the emergence of contaminated areas and presents some specifics for their recovery. This study aimed to analyze the environmental monitoring of soil that was held at the closed landfill site in the municipality of Seropédica. This study is to determine the soil parameters of the levels: pH, aluminum, manganese, zinc, cadmium and lead, from chemical analysis that will serve as indicative of this soil contamination level and identify remediation technologies for contaminated soil by heavy metals that could be used. The study of the concepts and issues related to the proposed theme allowed for a better understanding and knowledge of environmental soil monitoring. To perform the soil analysis were collected twenty-one samples in the area surrounding the landfill closed from Seropédica. The results showed aluminum content and low lead, moderately alkaline pH and manganese levels within the normal range. It has been found that the area is contaminated by the heavy metals zinc and cadmium. Thus, the results of soil chemical analysis indicate the need and importance of continued soil monitoring. Although the area has been remedied after the end of the activities, the remediation of soil becomes pertinent in view of a better quality of life for the population living in the vicinity and for the environment, plus the inclusion of the area in the urban space.

Key-words: Landfill; Municipal solid waste; Solo; Heavy metals; Soil contamination; Monitoring; Remediation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Quadro 1 – Classificação dos resíduos quanto a sua periculosidade capacidade.....	23
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores referenciais para a concentração de substâncias nos solos.....	58
Tabela 2 – Concentração total de metais pesados nas amostras de solo (mg k^{-1}), na área estudada e média e valores críticos de metais pesados nos solos (mg k^{-1})	113
Tabela 3 – Teores de Macronutrientes trocáveis, pH, $C_{\text{orgânico}}$, Al, Valor S, T, V m, n, revelados pela análise.....	114
Tabela 4 – Valores da concentração de metais encontrados nas amostras de solo (mg kg^{-1}), Alumínio, pH e valores orientadores (mg kg^{-1}) na camada de 0-20 cm e valores de referência.....	118

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Etapas da pesquisa proposta.....	36
Figura 2 – Mapa da localização do município de Seropédica, onde foi realizado o estudo.....	40
Figura 3 – Mapa com a localização da Região Metropolitana no Estado do Rio de Janeiro.....	41
Figura 4 – Mapa da localização do arco metropolitano.....	42
Figura 5 – Vista do perímetro urbano e vias públicas do município de Seropédica.....	43
Figura 6 – Área do aterro remediado via satélite.....	44
Figura 7 – Mapa da Região Hidrográfica do Rio Guandu.....	47
Figura 8 – Vista da área do aterro remediado e a vegetação presente.....	50
Figura 9 – Vista da área do aterro remediado com a vegetação rasteira.....	50
Figura 10 – Vista do aterro de resíduos sólidos do município de Seropédica em operação.....	53
Figura 11 – Vista do aterro de resíduos sólidos do município de Seropédica desativado.....	53
Figura 12 – Vista da lagoa de chorume no aterro remediado do município de Seropédica.....	54
Figura 13 – Vista do sistema de drenagem do aterro remediado do município de Seropédica.....	55
Figura 14 – Fluxograma da etapa de avaliação preliminar.....	97
Figura 15 – Métodos de Remediação.....	105
Figura 16 – Localização dos pontos amostrais do Aterro de resíduos sólidos de Seropédica.....	116
Figura 17 – Localização dos pontos amostrais do Aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica.....	117

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
aC	Antes de Cristo
ACs	Áreas Contaminadas
Ag	Prata
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional de Águas
APmax	Área de Proteção Máxima
APs	Áreas Potencialmente Contaminadas
ASs	Áreas Suspeitas de Contaminação
Ba	Bário
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Co	Cobalto
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPIP	Controle e Prevenção Integrados de Poluição
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
EUA	Estados Unidos da América
Fe	Ferro
FLONA	Floresta Nacional Mário Xavier
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
Hg	Mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

K	Potássio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MRA	Macrorregiões Ambientais
NBR	Norma Brasileira
Ni	Níquel
PESAGRO	Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro
Pb	Chumbo
PIB	Produto Interno Bruto
pH	Potencial Hidrogeniônico
RCRA	Resource Conservation and Recovery Act
RSU	Resíduo Sólido Urbano
S	Selênio
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SUASA	Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária
SINMETRO	Sistema Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
TCE	Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
UFRRJ	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
VRQ	Valores de Referência de Qualidade
V	Vanádio
VP	Valores de Prevenção
VI	Valores de Investigação
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	15
1.1.	Apresentação dos capítulos	17
1.2.	Objetivos da pesquisa	19
1.2.1.	Objetivo geral	19
1.2.2.	Objetivos específicos	19
2.	REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
2.1.	Resíduos sólidos	20
2.1.2	Aterro de resíduos sólidos urbanos.....	23
2.2.	Marco Regulatório nos diferentes países.....	25
2.2.1.	Brasil	25
2.2.2.	Estados Unidos (EUA)	30
2.2.3.	União Européia	33
3.	MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.1.	Delineamento da pesquisa.....	35
3.2.	Limitação do escopo.....	35
3.3.	Etapas da pesquisa.....	36
3.4.	Levantamento de dados	37
3.5.	Descrição da área de estudo	38
3.5.1.	Histórico.....	38
3.5.2.	Localização	39
3.5.3.	Malha viária	42
3.5.4.	Localização do aterro na cidade de Seropédica	43
3.5.5.	Caracterização da Região	44
3.5.6.	Clima	45
3.5.7.	Bacia Hidrográfica	46
3.5.8.	Cobertura vegetal	48
3.5.9.	Área de Estudo	49
3.5.10.	Geologia	51
3.5.11.	Geomorfologia	51

3.5.12.	Considerações sobre o aterro de disposição a céu aberto de Seropédica	52
3.5.13.	Situação atual do aterro de resíduos sólidos a céu aberto remediado	54
3.6.	Caracterização do solo	55
3.6.1.	Solo	55
3.6.1.1.	Demarcação dos pontos de coleta	56
3.6.1.2.	Coleta das amostras.....	56
3.6.1.3.	Preparação das amostras para análise	56
3.6.1.4.	Análise das amostras (métodos analíticos)	56
3.6.1.5.	Valores de referência	57
4.	ASPECTOS SOBRE CONTAMINAÇÃO E MONITORAMENTO AMBIENTAL DO SOLO EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	59
4.1	Solo	59
4.1.1.	Pedogênese	61
4.1.2.	Morfologia dos solos	66
4.1.3.	Textura e estrutura dos solos.....	68
4.2.	Chorume e percolados do resíduo sólido urbano.....	71
4.3.	Metais pesados no solo.....	72
4.3.1	Metais estudados.....	77
4.4.	Poluição e contaminação do meio ambiente.....	84
4.5.	Gestão de fechamento de área de disposição final	86
4.5.1.	Encerramento de áreas de disposição de resíduos sólidos ...	87
4.5.2.	Monitoramento ambiental e geotécnico	89
4.5.3.	Recuperação.....	90
4.6.	Áreas contaminadas - Conceitos e classificação	91
4.7.	Gerenciamento de áreas contaminadas	93
4.7.1.	Definição da região de interesse	96
4.7.2.	Identificação de áreas potencialmente contaminadas	96
4.7.3.	Avaliação preliminar	97
4.7.4.	Investigação confirmatória	98

4.8.	Remediação	99
4.8.1.	Tecnologias de remediação de solos contaminados por metais pesados	110
4.9.	Monitoramento do solo	103
5.	APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	112
5.1.	Estudos preliminares na área de estudo	112
5.2.	Resultado dos níveis de metais no solo	114
6.	DISCUSSÃO	124
6.1.	Como deve ser realizado o monitoramento.....	124
6.2.	Como está sendo realizado o monitoramento.....	125
7.	CONCLUSÕES E SUGESTÕES	130
7.1.	Conclusões	130
7.2.	Sugestões.....	131
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	133
	ANEXOS	163

1 INTRODUÇÃO

O momento atual nos remete a refletir sobre questões como geração de resíduos sólidos e as consequências adversas de sua disposição, sendo considerados importantes problemas no cenário público nacional. Ainda que a geração de resíduos provenientes de atividades humanas faça parte da história da civilização humana, foi a partir dos processos de industrialização e avanço tecnológico, que o consumo não sustentável de recursos naturais deles decorrentes ocasionou sérios danos ambientais. Dentre estes, destaca-se a contaminação do solo por metais e seus impactos sobre o meio ambiente, que advém, principalmente, da forma como os resíduos sólidos urbanos (RSU) são inadequadamente dispostos no solo.

O resíduo sempre esteve presente na história da humanidade. Os restos sempre estiveram associados ao corpo do homem e as suas atividades. Durante o trajeto de vida dos seres humanos, desde o nascimento até a morte, a geração dos seus restos deixa marcas no meio ambiente (VELLOSO, 2004). Conforme afirma a referida autora, foi somente a partir da década de 70 que o resíduo passou a ser discutido como questão ambiental. Hoje se apresenta como um dos graves problemas enfrentados pela sociedade. A geração indiscriminada de RSU causa riscos ao equilíbrio ambiental e à saúde pública ao passo que, é considerada como um dos problemas ambientais mais preponderantes na atualidade (MATOS et al., 2011).

Atualmente, o desenvolvimento tecnológico contribuiu para o aumento da diversidade de produtos (DANTAS, 2008), aliado à evolução econômica, ao crescimento populacional das cidades e à conseqüente demanda por bens de consumo, o homem tem produzido quantidades expressivas de resíduos sólidos (CELERE et al., 2007). Tais fatos se fizeram acompanhar pelo aumento da geração de resíduos sólidos urbanos, como também, pela necessidade de locais que sejam preparados com técnicas específicas para a disposição final e que atendam requisitos mínimos para reduzir o potencial de contaminação do solo, da água e do ar, sem ocasionar alterações em suas características químicas, físicas e biológicas, colocando assim em risco à saúde humana e o meio ambiente (MARQUES, 2011).

Os locais específicos destinados a receber os resíduos sólidos serão contaminados, caso não possuam infraestrutura adequada para evitar danos procedentes desta atividade, sendo responsáveis pela degradação ambiental da área de influência. Por isso, a disposição final dos resíduos sólidos de forma inadequada pode provocar sérios problemas ao meio ambiente. A técnica de disposição dos RSU no solo é a mais empregada em termos globais, por constituir-se uma técnica de baixo custo. O acúmulo de resíduos vem aumentando em todo o planeta e já é o maior causador da degradação ambiental (SANTOS, F., 2007).

Diversas atividades antropogênicas desempenham papel importante na degradação ambiental e entre elas pode-se citar o descarte inadequado de resíduos gerados, principalmente quando dispostos diretamente no solo, resultam na contaminação do solo e dos recursos hídricos. Essa degradação supracitada e a utilização não sustentável e indiscriminada dos recursos naturais têm provocado efeitos ambientais considerados adversos ou negativos. Assim, a escassez dos recursos naturais é uma importante preocupação da humanidade e dentre estes, os recursos edáficos se destacam, pois, os solos vêm apresentando sinais de desgaste, apesar de serem consagrados como alicerce da vida em ecossistemas terrestres (LEPSCH, 2010).

A degradação do solo é definida como um processo que reduz a capacidade atual ou potencial do solo para produzir bens ou serviços (GALINDO et al., 2008). Pode-se dizer que o solo é considerado degradado caso os processos naturais e antropogênicos atuantes diminuam a quantidade e qualidade da produção de biomassa, com isso encarecendo os custos com a recuperação (SNAKIN et al., 1996). A degradação das condições do solo é um processo significativo, por dificilmente ser reversível, visto que os processos de formação além de regeneração ocorrem de forma predominantemente lenta (SOMBROEK; SENE, 1993).

A poluição ambiental, provocada ao solo pela falta ou parcialidade do tratamento adequado dos resíduos sólidos urbanos é um dos principais problemas ambientais. Nóbrega et al. (2008) em seus estudos afirmam que os lixões podem causar a poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas pelo escoamento superficial ou percolação de lixiviados. A técnica de disposição no solo, em diversos casos o chorume é diretamente drenado no solo ou em corpos hídricos próximos ao

aterro podendo ocasionar riscos de poluição desses recursos (SCHUELER, 2005). As substâncias arrastadas pelo lixiviado, orgânicos ou não (como metais pesados ou sais), podem contaminar terrenos circundantes e as águas superficiais e subterrâneas. Deste modo, embora alguns lixões sejam desativados no decorrer do tempo, a contaminação continua e traz diversos problemas (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011), comprometendo a qualidade do solo.

Todavia, mesmo após o encerramento das atividades operacionais de disposição de resíduos, os maciços de resíduos com a continuidade dos deslocamentos verticais e horizontais e da geração de chorume e gases determinam a necessidade de monitoramento de forma sistemática e periódica do comportamento deformacional e da qualidade ambiental da área e seu entorno (JORGE; BAPTISTI; GONÇALVES, 2004). Por isso, quando desativadas, as áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos encontram-se em processo de degradação, sendo necessário a elaboração de um plano de recuperação (BELI et al., 2005).

1.1 Apresentação dos capítulos

A dissertação está estruturada em 8 capítulos, acrescidos da apresentação das referências bibliográficas e dos anexos. O capítulo 1 apresenta a introdução, onde são feitas as considerações gerais sobre a relevância do tema de pesquisa e traz os objetivos geral e específicos da dissertação.

No capítulo 2 é apresentada uma revisão bibliográfica dos assuntos relacionados à proposta da dissertação. Neste sentido, são comentados alguns conceitos e tópicos correlacionados aos resíduos sólidos urbanos, formas de disposição dos resíduos e marco regulatório referente ao tema da pesquisa.

O capítulo 3 aborda temas que direta ou indiretamente auxiliam a compreensão de assuntos envolvidos no monitoramento ambiental na gestão de aterros de resíduos sólidos urbanos. Assim, descrevem-se conceitos e aspectos relacionados ao solo; metais pesados em solo; poluição e contaminação; gestão de fechamento de área de disposição final, gerenciamento de áreas contaminadas. As

técnicas de remediação de solos contaminados por metais pesados e o monitoramento ambiental do solo também são descritos neste capítulo.

No capítulo 4 é abordada a metodologia e os materiais utilizados para a mensuração dos resultados pretendidos e propostos para este estudo. Apresentam-se as análises de laboratório realizadas nas amostras coletadas na área de estudo. Demonstra-se a caracterização da área de estudo por meio de fontes de literatura, apresentando um panorama geral, sendo abordados aspectos gerais como localização da área de estudo, clima, caracterização do solo, caracterização da vegetação.

O capítulo 5 mostra um resumo de estudos preliminares realizados na área de estudo. Apresenta os resultados da análise do solo para pH e cada metal estudado do entorno da área de estudo, com o propósito de caracterizar o pH e os níveis de metais pesados no solo para indicar o grau de contaminação. Os parâmetros analisados estão estruturados na seguinte ordem: pH, alumínio, manganês, zinco, cádmio e chumbo. Ainda neste capítulo apresenta-se uma comparação destes parâmetros com a resolução utilizada como valor de referência.

No capítulo 6 são discutidas questões referentes ao monitoramento ambiental do solo, propondo como deve ser monitorado e mostrando como está sendo realizado tal monitoramento. Neste capítulo também são discutidos o porquê da situação atual e o que deve ser feito para melhorar a área do aterro encerrado e adjacências.

O capítulo 7 corresponde às considerações finais e conclusões, assim como algumas sugestões para futuras pesquisas.

No final da dissertação estão listadas as referências bibliográficas pesquisadas e citadas no trabalho no capítulo 8 e os anexos correlatos ao estudo realizado.

1.2 Objetivos da pesquisa

1.2.1 Objetivo geral

Analisar o monitoramento ambiental do solo do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos Encerrado de Seropédica.

1.2.2 Objetivos específicos

Para a realização deste estudo, foram considerados os seguintes objetivos específicos:

- Realizar um levantamento na literatura sobre as técnicas mais utilizadas para a realização de monitoramento ambiental e remediação de solo em área de disposição final de resíduos sólidos urbanos pós encerramento;
- Determinar os teores de metais considerados pesados (manganês, zinco, cádmio, chumbo, alumínio trocável) e pH do solo na área do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado no município de Seropédica para avaliar a disponibilidade destes elementos na solução do solo e seu grau de contaminação.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Resíduos sólidos

A literatura técnica utiliza o termo resíduo sólido para designar o produto de descarte gerado pela atividade comercial, industrial e de serviço da sociedade em geral, seja urbana, rural, privada ou pública (KRELING, 2006).

O crescimento populacional que impulsionou a produção de resíduos ocorreu por uma busca de satisfação do supérfluo e o desenvolvimento tecnológico, acelerando a troca do consumo comum pelo consumo patrocinado pelo mercado global são dois fatores essenciais que contribuíram para o aumento contínuo da geração de resíduos (SANCHES, 2004). Nesta sociedade da comunicação, mais da tecnologia do que de pessoas, tudo é fabricado com o objetivo de menor tempo possível de duração, para necessitar de novos produtos, e com isso o planeta se torna um imenso depósito de resíduos. (FRANÇA; RUARO, 2009).

Em meio a tais transformações, a gestão de resíduos é fundamental, pois tem como objetivo intervir nos processos de geração, transporte, tratamento e disposição final desses materiais, buscando a preservação da qualidade ambiental e a recuperação das áreas degradadas a curto, médio e longo prazo (ALVES, 2010).

Segundo o artigo 3º da Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, entende-se por resíduos sólidos, material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, como também os gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos hídricos, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

As suas características físicas, químicas e biológicas variam de acordo com sua fonte ou atividade geradora, nas quais, fatores econômicos, educacionais, sociais, geográficos, culturais, tecnológicos e legais, afetam o processo de geração tanto em relação à quantidade quanto à qualidade. (ZANTA et al., 2006).

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), a NBR (Norma Brasileira) 10004 (2004), para os efeitos desta norma técnica, aplica-se a seguinte definição de resíduos sólidos:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Essa definição mostra a complexidade e diversidade dos resíduos sólidos. Dentre os resíduos sólidos de origem urbana gerados, os de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como de limpeza pública e comerciais, são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal. No caso de resíduos de origem não domiciliar, por exemplo, os resíduos de serviço de saúde ou da construção civil, são gerenciados por seus respectivos geradores (ZANTA; FERREIRA, 2003). Atualmente, a necessidade de caracterizar os resíduos para determinar o destino final tornou-se essencial, principalmente para evitar sua disposição em locais inadequados, que possam causar contaminação do meio ambiente.

Diversas classificações estabelecem categorias para os resíduos sólidos, discriminando-os quanto a sua origem, seu potencial de degradabilidade, sua inflamabilidade, toxicidade, corrosividade, radioatividade, entre outros. Neste caso, estas características influenciarão desde a periculosidade de seus efluentes até aspectos geotécnicos como compressibilidade, permeabilidade, peso específico, teor de umidade, granulometria, quando dispostos em aterros (SCHUELER, 2005).

No Brasil, quanto à classificação dos resíduos sólidos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) os classificam de acordo com sua origem em:

a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;

- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS);
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

Já a ABNT, em sua norma NBR 10.004, classifica os resíduos sólidos quanto a sua periculosidade em resíduos classe I – perigosos e resíduos classe II - resíduos não perigosos, subdivididos em resíduos classe II A – não inertes e resíduos classe II B – inertes, conforme disposto no Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação dos resíduos quanto a sua periculosidade.

Classe I	Classe II	
Resíduos perigosos	Resíduos não perigosos	
São aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública através do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.	Classe IIA	Classe IIB
		Resíduos sólidos que não se enquadram na classe I (perigosos) ou na classe III (inertes). Estes resíduos podem ter propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Fonte: ABNT, 2004.

2.1.2 Aterros de resíduos sólidos urbanos

A disposição dos resíduos sólidos diretamente no solo requer estudo das condições do ambiente, abrangendo a área geológica, hidrológica, ecológica, topográfica, cultural, dentre outras, para que os aspectos ambientais sejam respeitados, caso contrário, terá como consequência a degradação dos recursos naturais, podendo-se ser produzidos líquidos de percolação, dependendo do resíduo depositado no solo, que poderão poluir as águas superficiais ou subterrâneas (MARQUES, 2011). Os métodos mais utilizados para a disposição final dos resíduos sólidos são o aterro sanitário, sendo a solução mais adequada, o aterro controlado, que minimiza os impactos ambientais e o lixão que é uma mera descarga sobre o solo.

Conforme a NBR 8419 (ABNT, 1992), Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos é a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área e

volume possíveis, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Os projetos de aterros sanitários preveem a proteção do solo com a execução de liners¹ de argila compactada e aplicação de geotêxteis, controle geotécnico das camadas de recobrimento, execução de redes de coleta dos líquidos percolados e posterior encaminhamento à estação de tratamento, rede de coleta dos gases e rede de drenagem pluvial para impedir o escoamento de precipitações, com isso aumentando o volume dos líquidos percolados. Estes projetos preveem a implantação das vias de circulação e a altura e inclinação máxima dos taludes visando garantir a estabilidade do aterro sanitário (SILVEIRA, Ana, 2004).

Segundo a NBR 8849 (ABNT, 1985), um aterro controlado caracteriza-se pela disposição dos resíduos em local onde recebam uma cobertura de solos ao final de cada jornada. Entretanto, os aterros controlados geralmente não possuem impermeabilização dos solos e nem sistema de drenagem de chorume e captação do biogás, podendo ocasionar a contaminação do solo, do ar e das águas subterrâneas.

O lixão caracteriza-se pela disposição dos resíduos diretamente sobre o solo, sem qualquer controle e cuidados ambientais, poluindo o solo, ar e águas subterrâneas e superficiais (MONTEIRO et al., 2001). Para Kreling (2006), a má disposição dos resíduos sólidos gera imensos problemas de ordem ambiental, dentre eles, poluição do solo, do ar e poluição das águas superficiais e do subsolo, além dos sociais, econômicos, estéticos e de saúde pública. Além da presença de animais e catadores, os riscos de incêndios causados pelos gases gerados pela decomposição dos resíduos e de escorregamentos pela formação de pilhas muito íngremes são problemas ocasionados pelos lixões.

¹ Liners são barreiras hidráulicas utilizadas na proteção ambiental de qualquer construção que possa trazer risco de contaminação do lençol freático ou do solo e podem ser construídos com materiais naturais, sintéticos ou combinação de ambos (DOURADO, 2003).

2.2 Marco Regulatório nos diferentes países

2.2.1 Brasil

No Brasil, no final da década de 70, foi publicada a Portaria Minter nº 53, de 01/03/1979, por meio do Ministério do Interior, que estabeleceu normas aos projetos específicos de tratamento e disposição de resíduos sólidos e visou orientar o controle de resíduos sólidos no país.

Em termos regulatórios, a Constituição Federal foi o marco definitivo para a questão ambiental, sendo promulgada em 1988, aborda a questão de meio ambiente, o controle da poluição e a disposição final de resíduos sólidos, de maneira abrangente, ao definir em seu artigo 225 que: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para a presente e futuras gerações. Deve-se mencionar, que nesta constituição o saneamento básico adquiriu sua importância e os resíduos tiveram destaque, assim recomendando-se maior fiscalização e ação dos órgãos públicos e privados responsáveis pelo setor (NEPPI; MANCA; BELI, 2010).

No entanto, institucionalmente, foi a partir da Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, que se instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, regulamentada através do Decreto nº 99274/1990, que tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana. Esta lei estabelece o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNANA), definindo instrumentos de gestão e controle da poluição do meio ambiente, o Conselho Superior do Meio Ambiente (CSMA), o Cadastro de Defesa Ambiental e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Levando em consideração a responsabilidade dos resíduos gerados, a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente estabelece o princípio do poluidor-pagador, onde o gerador é responsável pelo manuseio e destinação final do seu resíduo

gerado, devendo o poder público municipal fiscalizar o gerenciamento dos resíduos gerados por meio de seu órgão ambiental.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, integra a Política Nacional de Meio Ambiente, instituída pela Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 e associa-se a Política Nacional de Educação Ambiental, regulada pela Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, a Política Federal de Saneamento Básico, regulada pela Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Ainda, conforme a legislação ambiental existente que contempla a questão de resíduos sólidos, destaca-se a Política Nacional de Saúde, regulada pela Lei nº 8.080/90, a Política Nacional de Recursos Hídricos (9433/97), instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 e o Estatuto das Cidades, regulamentado pela Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001.

A poluição ambiental tornou-se crime ambiental com a Lei nº 9.605, de 1998, denominada Lei de Crimes Ambientais, dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente e dá outras providências. As penalidades que sujeitam os responsáveis pelo lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos, figuram em seu artigo 54, parágrafo 2º, inciso V desta lei. No parágrafo 3º do mesmo artigo, a lei penaliza quem deixar de adotar, quando assim o exigir a autoridade competente, medidas de precaução em caso de risco de dano ambiental grave ou irreparável. Devido à dificuldade em punir irregularidades autuadas, esta lei buscou resolver a questão jurídica, ocasionando o processo de punição aos crimes contra o meio ambiente mais eficiente e severo (NETO; MOREIRA, 2010).

Após cerca de duas décadas tramitando em processo legislativo ou tramitando entre a câmara federal e o senado, no dia 02 de agosto, foi sancionado o projeto de lei PL-1991/2007, originando a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, alterando a Lei nº 9.605/1998 e revela-se como importante marco na história dos resíduos sólidos, além do avanço em termos de definição de responsabilidades. Nesta lei, o artigo 1º dispõe sobre seus princípios, objetivos e instrumentos. Um dos principais aspectos desta lei refere-se ao encerramento da utilização de aterros a céu aberto (lixão), que deverá

ser encerrado até o ano de 2014. Quanto aos objetivos, destaca-se a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental. Ainda se incluem aos objetivos a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem e o tratamento de resíduos sólidos, bem como a disposição final adequada. De acordo com esta lei, no Artigo 54º “A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no § 1º do art. 9º, deverá ser implantada em até quatro anos após a data de publicação desta Lei”.

Através do Decreto nº 7.404/2010, editado em 23 de dezembro de 2010, foi regulamentada a Política Nacional de Resíduos Sólidos, criada a partir da lei nº 12.305/2010. Tal decreto estabelece diretrizes aplicáveis à gestão de resíduos e atribui a responsabilidade dos resíduos aos geradores e aos consumidores, referente à responsabilidade compartilhada e as atribuições de geradores e consumidores. Além de ser obrigatória a criação de um plano de gerenciamento para os resíduos perigosos, podendo estar incluído no plano de gerenciamento de resíduos do gerador. Ressalta-se que a Política Nacional de Resíduos Sólidos integra a Política Nacional de Meio Ambiente e articula-se, com a Política Federal de Saneamento Básico e com a Lei dos Consórcios.

Conforme o artigo 2º da Política Nacional de Resíduos Sólidos aplicam-se aos resíduos sólidos, além do disposto em leis federais, as normas estabelecidas pelos órgãos do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS), do Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária (SUASA) e do Sistema Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (SINMETRO).

Outro exemplo na legislação ambiental existente é a Lei nº 11.445/2007 que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências, estabelece em seu Artigo 1º as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico.

As Resoluções Federais que tratam as questões ambientais são originadas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo do SISNAMA, instituído pela Lei nº 6.938/81, cria normas, discute e

delibera sob a forma de resoluções, proposições, recomendações e moções específicas alusivas ao meio ambiente e, especificamente aos resíduos sólidos, visando cumprir os objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos. O anexo A apresenta as principais resoluções referentes à gestão de resíduos sólidos.

Com relação às áreas contaminadas, o Conselho Nacional do Meio Ambiente editou uma resolução específica para as questões que envolvem risco em conjunto com áreas contaminadas, a resolução no 420/2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas, estabelecendo diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Fica determinado por esta, que o gerenciamento de áreas contaminadas deverá conter procedimentos e ações voltadas para eliminar o perigo ou reduzir o risco à saúde humana; eliminar ou minimizar os riscos ao meio ambiente; evitar danos aos demais bens a proteger e ao bem-estar público durante a execução de ações para reabilitação, além de possibilitar o uso declarado ou futuro da área, observando o planejamento de uso e ocupação do solo.

Em se tratando da avaliação da qualidade do solo, os Valores de Referência de Qualidade (VRQ), concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, serão estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes em seus territórios, ao passo que os Valores de Prevenção (VP) e Valores de Investigação (VI) baseados em ensaios fitotoxicológicos e avaliação de risco ecológico e à saúde humana (CONAMA, 2009). Para caracterização e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea, as análises deverão ser realizadas em laboratórios acreditados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO) para os parâmetros de interesse. Além disso, após a classificação do solo, esta resolução define os procedimentos de prevenção e controle de qualidade que deverão ser observados (BRASIL, 2009):

I - Classe 1: não requer ações;

II - Classe 2: poderá requerer uma avaliação do órgão ambiental, incluindo a verificação da possibilidade de ocorrência natural da substância ou da existência de fontes de poluição, com indicativos de ações preventivas de controle, quando couber, não envolvendo necessariamente investigação;

III - Classe 3: requer identificação da fonte potencial de contaminação, avaliação da ocorrência natural da substância, controle das fontes de contaminação e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea; e

IV - Classe 4: requer as ações estabelecidas no Capítulo IV.

A Associação Brasileira de Norma Técnica (ABNT), fundada em 1940, é uma entidade privada, sem fins lucrativos, sendo o órgão responsável pela normalização técnica no país. Ressalta-se que a ABNT é a representante da International Organization for Standardization no Brasil. A partir da normalização técnica da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) são citadas somente algumas mais específicas ao tema tratado (Anexos B e C).

A Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Para o caso particular da água subterrânea, foi editada a Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Tal resolução surge da necessidade de se promover a proteção da qualidade das águas subterrâneas, como também da integração das políticas de gestão de recursos hídricos, de gestão ambiental e de uso e ocupação do solo.

A Agência Nacional de Águas (ANA) criada pela Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000 é responsável pela execução da Política Nacional dos Recursos Hídricos, integrando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, com autonomia administrativa e financeira, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente.

Outro exemplo na legislação existente referente à questão da água é a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Esta lei em seus artigos 9 e 10, que tratam do enquadramento dos corpos de água em classes, ratifica que cabe à legislação ambiental estabelecer as classes de corpos de água para proceder ao enquadramento dos recursos hídricos segundo os usos

preponderantes. Esta lei organiza o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, sendo introduzidos alguns instrumentos de política para o setor. Destaca-se que o Conselho Nacional de Recursos Hídricos foi criado nesta lei.

2.2.2 Estados Unidos (EUA)

Nos Estados Unidos, a Lei Federal de Resíduos Sólidos (Federal Solid Waste Disposal Act) foi aprovada em 1965, tendo como principal objetivo a regulação da tecnologia de disposição de resíduos municipal, que entre outros aspectos, respondeu pelo financiamento de inventários estaduais de aterros sanitários e lixões. Em 1976, essa lei foi complementada por meio da Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (Resource Conservation and Recovery Act – RCRA) (EPA, 2014) que estabelece diretrizes gerais, porém os estados são responsáveis por regular a coleta de resíduos sólidos urbanos e reciclagem e seus principais objetivos visam proteger a saúde humana e o meio ambiente dos perigos ocasionados pela disposição de resíduos; conservar energia e recursos naturais através de aproveitamento de resíduos e reciclagem; reduzir a quantidade de resíduos gerada e assegurar que a gestão dos resíduos seja feita de forma ambientalmente adequada. Além de estabelecer a Agência de Proteção Ambiental (Environmental Protection Agency – EPA), remetendo à EPA o estabelecimento de padrões nacionais para a gestão de resíduos sólidos perigosos e não perigosos, assim como o monitoramento e fiscalização nos estados.

É importante mencionar que a disposição de resíduos sólidos a céu aberto foi banida com este ato. Além disso, três programas foram estabelecidos para atingir os objetivos propostos:

- O Programa de Resíduos Sólidos encoraja os Estados a desenvolver planos abrangentes para gerir resíduos sólidos industriais não perigosos e resíduos sólidos urbanos; estabelece critérios para aterros municipais de resíduos sólidos e outras instalações de disposição de resíduos sólidos e proíbe a disposição de resíduos sólidos a céu aberto;

- O Programa de Resíduos Perigosos estabelece um sistema de controle de resíduos perigosos a partir do momento em que são geradas suas unidades de disposição final;
- O Programa de reservatórios subterrâneos (UST Program) regula reservatórios de armazenamento subterrâneo contendo substâncias perigosas e de produtos petrolíferos.

Foram aprovadas em 1984, emendas à Lei de Conservação e Recuperação de Recursos, estabelecendo a eliminação progressiva de aterros de resíduos perigosos, normas mais rigorosas de gestão de resíduos e ampliou a autoridade da EPA, e também, tornando diferenciado o tratamento dos resíduos sólidos não perigosos e resíduos perigosos. Em relação aos resíduos sólidos não perigosos, a EPA estabeleceu critérios para aterros sanitários de resíduos sólidos municipais, sendo o cumprimento assegurado por meio de permissões estaduais.

O Título 40 do Código de Regulamentação Federal – Proteção do Meio Ambiente contém as regulamentações da RCRA no intervalo das Partes 239 à 282. As Partes de 239 a 259 abrangem os regulamentos para resíduos sólidos, enquanto as Partes 260 até 279 encontram-se os regulamentos referentes aos resíduos perigosos. Este título inclui os requisitos para os tanques de armazenamento subterrâneo, que são regulados pelo RCRA, estão localizados a partir da Parte 280. Já os regulamentos que se referem à disposição dos resíduos sólidos nos aterros sanitários encontram-se no subcapítulo C (Partes 50-99), referente aos Programas do Ar e o subcapítulo I (Partes 239-282), referente aos resíduos sólidos. Os regulamentos direcionados para o controle da qualidade do ar e que regulam os limites de emissões estão dentro do subcapítulo C, que inclui o Clean Air Act.

No que diz respeito aos aterros sanitários, o principal regulamento deste subcapítulo é a Parte 60 subpartes WWW e CC, que definem o Padrão de Desempenho para Novas Fontes Estacionárias e Diretrizes para o controle das fontes existentes: Aterros Sanitários. Estas subpartes determinarão os padrões de desempenho para os poluentes lançados pelos compostos orgânicos não-metano e o metano, assim como ficam determinadas metas de redução de emissões dos poluentes emitidos ao ar pelos aterros nestas subpartes.

De acordo com o subcapítulo I, referente aos resíduos sólidos, as regras são voltadas para as normas e critérios de instalação de sistemas para o tratamento dos resíduos sólidos. Tendo como principal regulamento em relação aos aterros sanitários, a Parte 258, que define critérios para os aterros de resíduos sólidos. A Parte 258 do Título 40 é subdividida em 7 subpartes: Subparte A – Informações Gerais; Subparte B – Restrições de Localização; Subparte C – Critérios Operacionais; Subparte D – Critério de Projeto; Subparte E – Monitoramento de água subterrânea e Ação Corretiva; Subparte F – Cuidados de Encerramento e Subparte G – Critério de Garantia Financeira.

Em relação à avaliação de risco ambiental, as primeiras legislações nos Estados Unidos se apresentaram na década de 1970, sendo decorrentes da criada Agência de Proteção Ambiental e pretendia atribuir considerações sobre o risco à saúde humana e ambiental no processo de tomada de decisão (VIANA, 2010). Tais leis incluem a Lei do Ar Limpo (Clean Air Act) de 1970, a Lei Federal de Inseticida, Fungicida e Raticida (Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act) de 1972, a Lei da Água Potável (Safe Drinking Water Act) de 1974, a Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (Toxic Substances Control Act) de 1976 e a Lei da Água Limpa (Clean Water Act) 1977.

Além das leis citadas anteriormente, a Lei de Responsabilidade, Compensação e Resposta Ambiental, foi promulgada pelo Congresso em 1980, para lidar com a questão de locais abandonados com resíduos perigosos, bem como acidentes, derramamento, dentre outros passivos ambientais. A mesma lei criou um programa de descontaminação de áreas contaminadas por produtos químicos e esse programa é financiado pelo Superfundo (Superfund Trust Fund), em cuja fonte de recursos, embasado no princípio do poluidor pagador, incluía-se uma série de taxas (*environmental tax on corporations, tax on crude oil received at U.S. refineries, tax on petroleum products imported into the U.S. e tax on certain chemicals*) (JURAS, 2012). Esta lei foi alterada pelo Superfund Amendments and Reauthorization (SARA), em 17 de outubro de 1986, que reviu a experiência da EPA no programa durante seis anos e fez algumas alterações. Destaca-se a necessidade de remediações permanentes, novas técnicas de tratamentos de resíduos perigosos, incentivo na participação da população na tomada de decisões

de remediação mais adequada, aumento do fundo para US\$ 8,5 bilhões, maior participação do Estado nas etapas do programa Superfund e considerando-se as legislações estaduais. Ainda, destaca que a Lei de Prevenção da Poluição (Pollution Prevention Act) de 1990 estabeleceu uma política nacional para a proteção do meio ambiente, segundo a qual a poluição deve ser reduzida ou evitada na fonte, sempre que possível.

2.2.3 União Européia

Na União Européia existem dois tipos de decisão de caráter geral: os regulamentos e as diretivas. O regulamento é obrigatório em todos os seus elementos, diretamente aplicável em todos os Estados-membros e não precisam de incorporação para o direito nacional com lei. No caso, as Diretivas, dão orientações que são obrigatórias, porém cada Estado-membro escolhe a forma e os meios para sua implementação, tendo prazo determinado, que serão monitorados pela Comissão Européia (BNDES, 2012). Em relação aos resíduos sólidos, basicamente se utiliza de diretivas, como observado no Anexo D.

A Diretiva 75/442/CE, de 15 de julho de 1975, relativa a resíduos sólidos, determinava que os Estados-membros adotassem as medidas adequadas para promover a prevenção, a reciclagem e a transformação dos resíduos, a obtenção a partir destas matérias-primas de energia, assim como qualquer outro método que permita a reutilização dos resíduos (art. 3º). Em 1991, a Diretiva 75/442/ CCE foi alterada pelo Conselho através da Diretiva 91/156/CE, que determinava que os Estados-membros podem tomar medidas adequadas para a constituição de uma rede integrada e adequada de eliminação dos resíduos. Uma nova Diretiva entrou em vigor em 2006, a Diretiva 2006/12/CE, estabelecendo o enquadramento legal para o tratamento dos resíduos sólidos na Comunidade. Já em 2008, a Diretiva 2008/98/CE, buscando medidas de proteção do ambiente e da saúde humana.

A principal diretiva que dispõe sobre os aspectos relativos à deposição de resíduos sólidos em aterros é a Diretiva 1999/31/CE de 26 de abril de 1999, modificada em 2008, que tem por objetivo prever medidas, processos e orientações que evitem ou reduzam tanto quanto possível os efeitos negativos sobre o meio

ambiente, em especial a poluição das águas de superfície, das águas subterrâneas, do solo e da atmosfera, sobre o ambiente global, incluindo o efeito estufa, bem como quaisquer riscos para a saúde humana, resultantes da deposição de resíduos em aterros durante todo o ciclo de vida do aterro.

Em relação aos impactos ambientais, a Diretiva 85/337/EEC de Avaliação de Impacto Ambiental, alterada pela Diretiva 97/11/EEC, é um instrumento importante da legislação e política ambiental. Paralelamente, a Diretiva 2001/42/EC sobre Avaliação do Efeito de certos planos e programas no Ambiente (AEA), assegura que a avaliação ambiental seja feita para determinados programas e planos, antes de sua adoção e durante o processo de implementação. Ainda foi definida outra diretiva pela União Europeia, a Diretiva 96/61/EC sobre o Controle e Prevenção Integrados de Poluição (CPIP), estabelecendo que atividades industriais e agropecuárias de grande potencial poluidor, tanto novas como pré-existentes, precisam de licenciamento, que só pode ser dado quando estas respeitam determinadas condições ambientais e de emissão de poluente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Delineamento da pesquisa

O presente estudo procurou analisar o monitoramento ambiental do solo e as técnicas de remediação de aterros de resíduos sólidos urbanos pós encerramento, verificando se estas são aplicáveis ao monitoramento ambiental do solo. Desta forma, foi utilizado como objeto deste estudo o aterro desativado do município de Seropédica para realização dos estudos.

O procedimento metodológico empregado para o desenvolvimento da dissertação envolve a realização de pesquisa bibliográfica inerente ao assunto, as coletas de dados e informações para a identificação das melhores práticas em remediação de aterros encerrados. Destaca-se ainda que no estudo foram realizadas visitas de campo na área do aterro desativado.

Assim, tendo em vista o alcance dos objetivos propostos para o estudo, foi elaborado um planejamento que começou com a delimitação do local de estudo, delimitação do escopo, escolha dos parâmetros do monitoramento do solo, escolha dos instrumentos e preparação dos materiais para coleta, prosseguindo com a demarcação dos pontos para coleta das amostras de solo e adoção de técnicas analíticas. E como forma de sistematizar o desenvolvimento da pesquisa, os procedimentos metodológicos iniciaram com a determinação de tarefas que foram divididas em etapas.

3.2 Limitação de escopo

Nesta dissertação não pretende descrever todos os parâmetros do monitoramento ambiental de um aterro de disposição final pós-encerramento, pois demandaria um tempo maior para sua composição. Ele pretendeu detalhar seis parâmetros relevantes para o estudo em questão. Entretanto, em casos particulares, pode ser necessária a incorporação de outros parâmetros para o estudo de monitoramento do solo. Assim, o monitoramento da água não foi discutido no

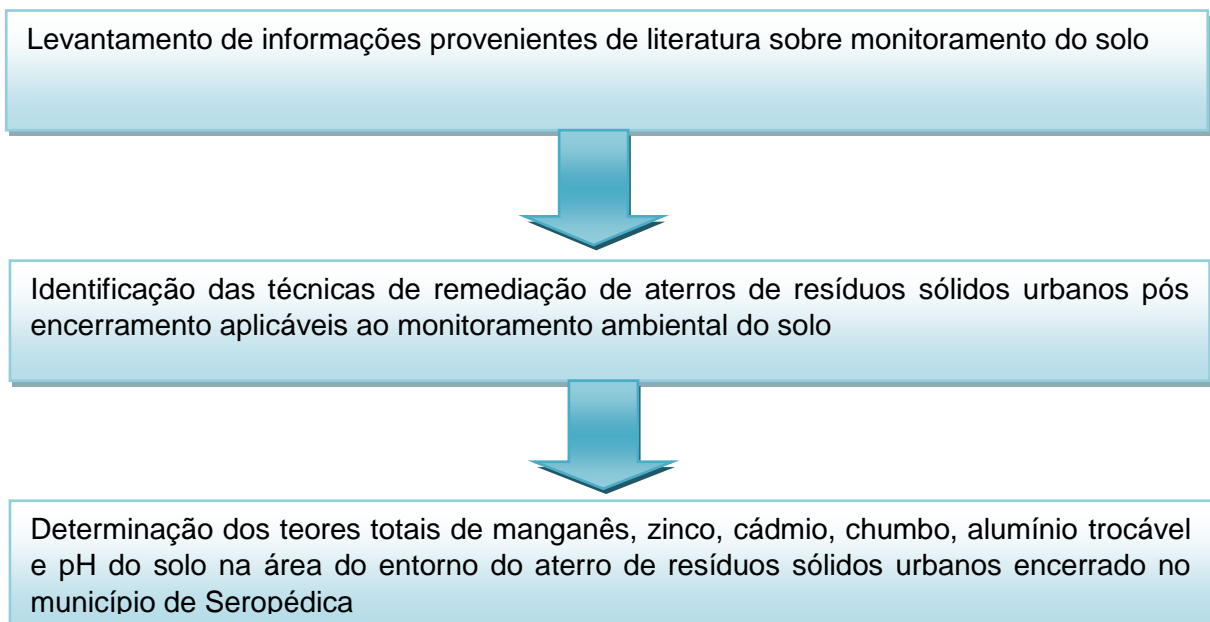
escopo deste estudo. A escolha do monitoramento do solo justifica-se por verificar possíveis alterações nas características físicas e químicas do solo.

Os parâmetros foram selecionados, com base no levantamento bibliográfico, dentre os mais estudados na literatura e geralmente utilizados na análise de solos são: pH (ALCÂNTARA et al., 2011; MOREIRA; BRAGA; FRIES, 2009), alumínio (MOURA et al., 2009; RIEGER; CORINGA; CORINGA, 2012), manganês (SANTANA; BARRONCAS, 2007; ANICETO; HORBE, 2012), zinco (OLIVEIRA et al., 2014; ZANELLO; MELO; WOWK, 2009), cádmio (PINTO FILHO et al., 2012; KEMERICH et al., 2013) e chumbo (BECEGATO et al., 2010; OLIVEIRA; JUCÁ, 2004). Apesar de todos os metais classificados como pesados serem importantes para o estudo do monitoramento do solo, a seleção destes foi realizada de acordo com possibilidade da análise dos solos para um determinado número de metais.

3.3 Etapas da pesquisa

Com vistas a atingir os objetivos estabelecidos para o estudo em questão foram desenvolvidas etapas da pesquisa. A Figura 1 apresenta, em suma, a metodologia proposta para o plano de monitoramento do solo composta por três etapas.

Figura 1 – Etapas da pesquisa proposta.



Fonte: Elaborada pela autora, 2014.

3.4 Levantamento de dados

A primeira etapa do processo metodológico da dissertação envolve o levantamento das informações sobre monitoramento ambiental e contaminação do solo. Primeiramente, foi realizada uma revisão de literatura sobre monitoramento ambiental do solo em áreas de disposição final de resíduos sólidos, que agregaram informações relevantes ao desenvolvimento da pesquisa tendo como foco a proposição do escopo da dissertação. Para isso foram estudadas tecnologias para remediação de aterro de resíduos sólidos encerrado e os métodos que abarcassem os propósitos da pesquisa. Buscou-se entender o sistema de disposição final de resíduos sólidos, com isso realizando-se uma revisão sobre as classificações e conceitos existentes na literatura especializada, destacando a definição de “lixão”, aterro controlado e aterro sanitário.

Alguns dados sobre o aterro encerrado no município de Seropédica foram necessários para o desenvolvimento da pesquisa. O procedimento de coleta de dados foi realizado a partir de informações de arquivo, constando dados de análise do solo quando o aterro ainda se encontrava em funcionamento, tais dados serão relatados no capítulo do embasamento teórico.

Para o estudo sobre monitoramento ambiental e contaminação do solo, foi feito o levantamento da legislação pertinente, tendo como legislação internacional selecionada, a dos Estados Unidos da América e da União Européia, por serem comumente utilizadas na literatura nacional e internacional e legislação nacional sobre o assunto.

Para atingir o propósito da pesquisa, buscou-se no referencial teórico um arcabouço acadêmico abrangente e consistente referente ao tema proposto. O estudo teórico serviu de ponto de partida para a presente pesquisa, no entanto esta não se limitou ao mesmo. A execução da dissertação demandou uma pesquisa bibliográfica durante todo o período de realização da mesma e foram conhecidas novas bibliografias conforme o trabalho foi avançando.

3.5 Descrição da área de estudo

3.5.1 Histórico

O início do desbravamento do atual território de Seropédica data de meados do século XVII, quando os jesuítas lançaram as bases da futura povoação para catequizar os índios da região em terras compreendidas entre os rios Tinguauçu e Itaguaí. Em seguida, missionários da Companhia de Jesus vieram morar na fazenda Santa Cruz, que por sua localização facilitava o acesso à aldeia, onde erigiram um templo dedicado a São Francisco Xavier, inaugurado em 1729, futura Itaguaí (IBGE, 2014).

Em 1759, os jesuítas foram expulsos, o que causou grande decadência a toda a região. Seropédica, segundo alguns estudiosos, deriva da sericultura, atividade da criação do bicho-da-seda (*Bombyx mori*). No ano de 1875, ainda época imperial, criou-se a primeira organização sericícola do país, a Imperial Companhia Seropédica Fluminense (TCE, 2011).

Dotada de terras férteis, a região desfrutou, até a década de 1880, de fortes atividades rurais e comerciais, exportando em grande escala cereais, café, farinha, açúcar e aguardente. Com a abolição da escravatura, houve considerável êxodo dos antigos escravos, ocasionando forte crise econômica. Esse fato, aliado à falta de transporte e à insalubridade da região, fez com que desaparecessem as grandes plantações, periódicas ou permanentes. O abandono das terras provocou a obstrução dos rios que cortam quase toda a baixada do território municipal, alagando-a. Daí se originou o grassamento da malária, que reduziu a população local e paralisou por várias décadas o desenvolvimento econômico da região (SEROPÉDICA, 2014).

A passagem da antiga rodovia Rio-São Paulo pelo território do antigo distrito de Seropédica e a instalação de indústria têxtil no antigo distrito de Paracambi, aliadas às obras de saneamento da Baixada Fluminense, possibilitaram ao município readquirir sua antiga posição de prestígio (SEROPÉDICA, 2014).

Em 1938, foram iniciadas, em Seropédica, as obras do Centro Nacional de Estudos e Pesquisas Agronômicas, onde hoje funciona a Universidade Federal Rural

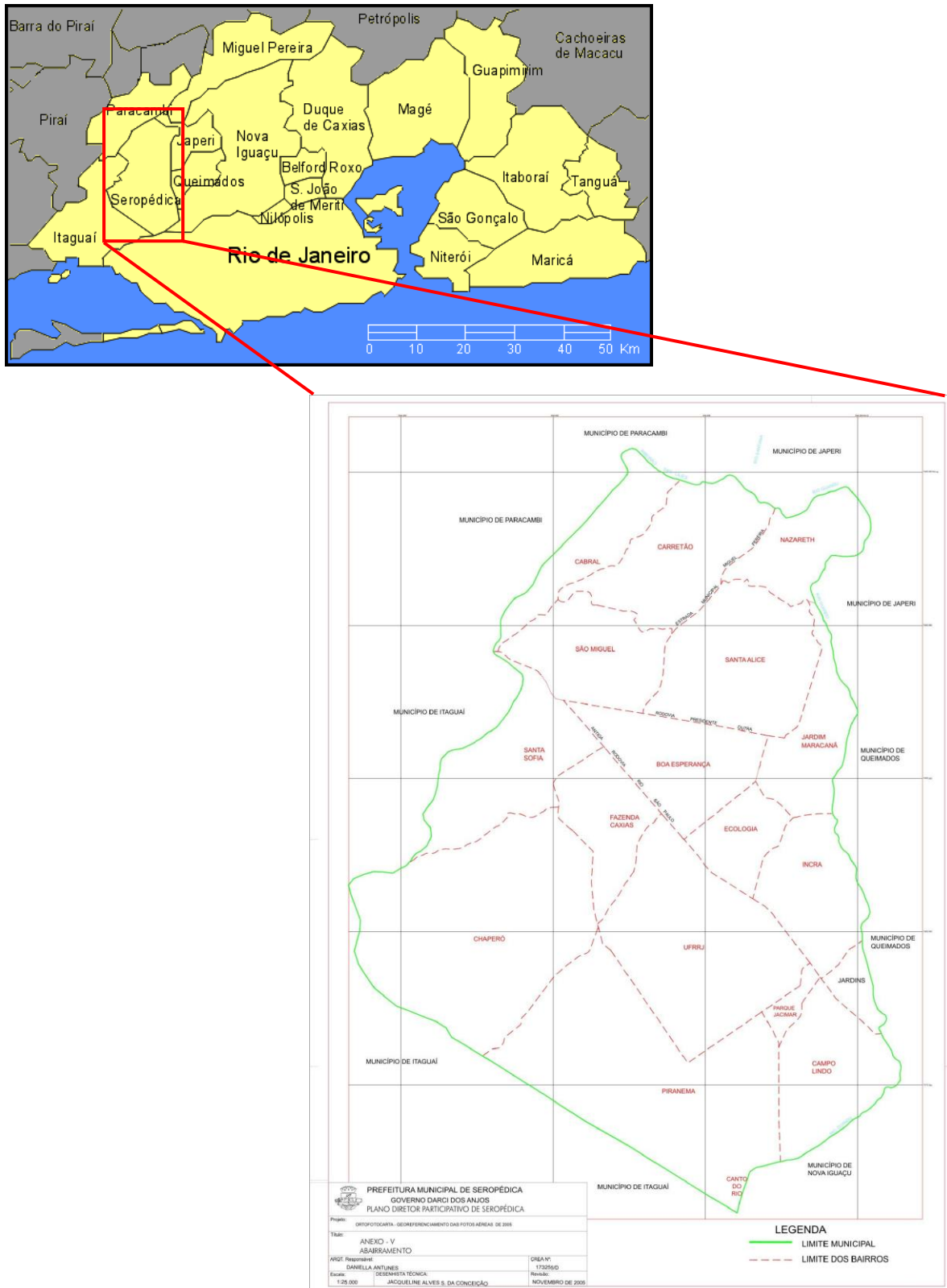
do Rio de Janeiro – UFRRJ. Em 1945, todos os funcionários do Horto Florestal de Seropédica ali moravam com suas famílias. Em 1948, a UFRRJ transferiu seu campus para as margens da antiga rodovia Rio-São Paulo, hoje BR-465, iniciando-se o desenvolvimento urbano de Seropédica no local do antigo horto. A região permaneceu sem expressão até três décadas atrás, tendo em vista as dificuldades de acesso, pois só era servido por uma linha férrea, com pouca movimentação de trens. A abertura da rodovia Rio-Santos mudou o cenário, facilitando o deslocamento entre diversos municípios próximos (IBGE, 2014).

Em 1995, em face da edição da Lei nº 2.446, de 12 de outubro, Seropédica tornou-se município independente de Itaguaí, e foi instalado em 1º de janeiro de 1997. Atualmente, Seropédica tornou-se um pólo de atração para empresas que desejam operar na área do porto de Itaguaí. A UFRRJ, a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (Pesagro) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) também exercem forte influência na economia local (TCE, 2011).

3.5.2 Localização

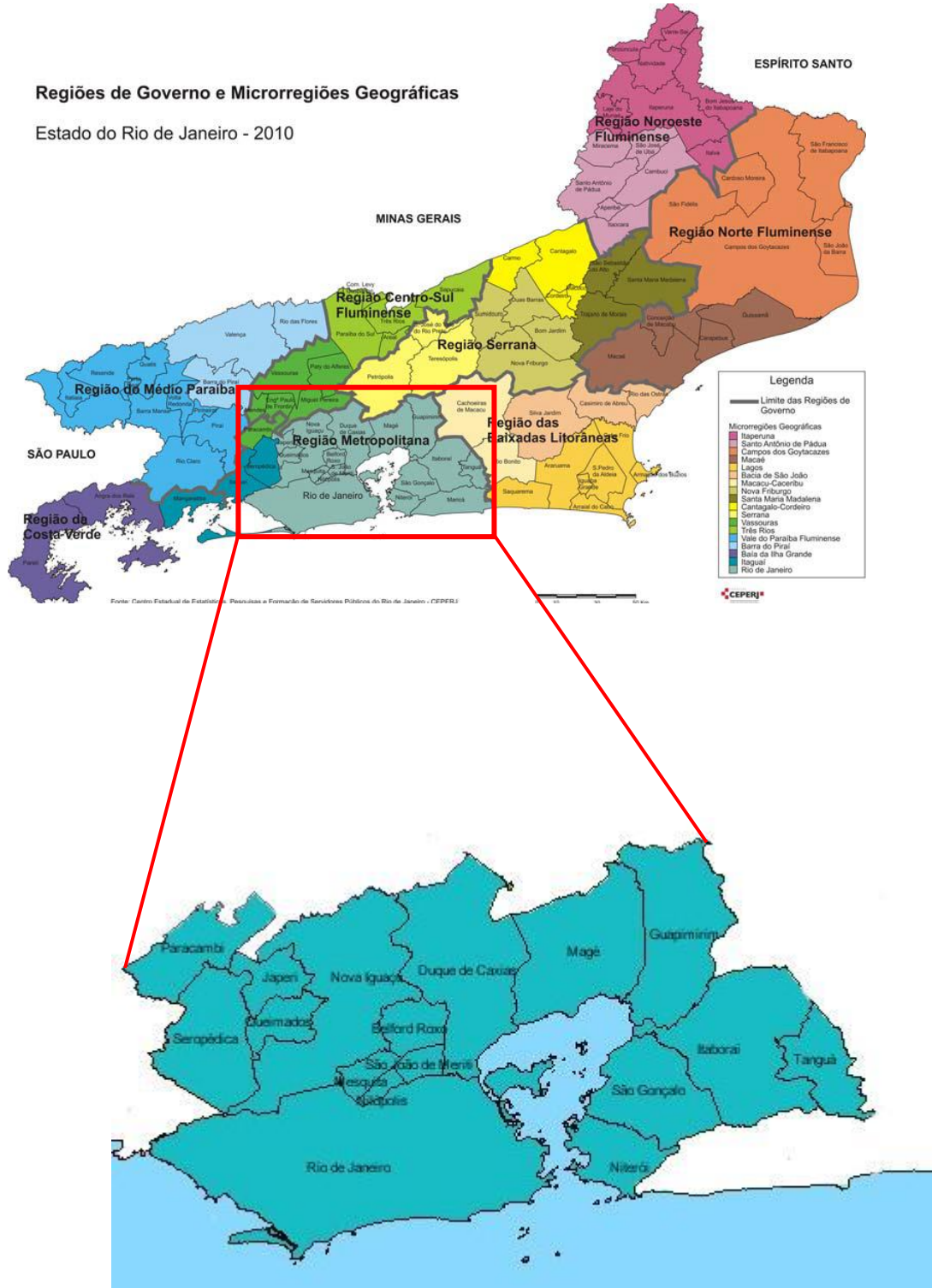
O município de Seropédica está localizado no Estado do Rio de Janeiro na Região Sudeste. Situa-se a oeste da Baixada Fluminense estando a uma altitude de 26 metros. Tem como coordenadas de localização, a latitude 22°44'29"S e a longitude 43°42'18"W (COSTA; SILVA; SOUZA, 2013). Tal município limita-se a oeste com os municípios de Nova Iguaçu, Queimados e Japeri, ao sul com o município do Rio de Janeiro, ao norte faz divisa com Paracambi e a leste com o município de Itaguaí (SILVA; BADRE; GÓES, 2014), conforme mostra a Figura 2. Está a uma distância de 75 quilômetros da capital do estado. Abrange uma superfície de 283,762 m² de área territorial (IBGE, 2014), correspondentes a 5,7% (SEBRAE, 2011) da área da Região Metropolitana (Figura 3).

Figura 2 – Mapa da localização do município de Seropédica, onde foi realizado o estudo.



Fonte: Secretaria do Estado da Defesa Civil, 2015; Seropédica, 2006.

Figura 3 – Mapa com a localização da Região Metropolitana no Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: TCE, 2011.

3.5.3 Malha viária

Com relação às principais vias de acesso, a rodovia Presidente Dutra atravessa o município de leste a oeste, alcançando Queimados e Paracambi. O município também é atendido pela BR-465, antigo traçado da Rio-São Paulo, que liga a BR-116, rodovia Presidente Dutra ao norte e Nova Iguaçu a leste, chegando à Avenida Brasil no bairro de Campo Grande da cidade do Rio de Janeiro. Ainda no município tem a RJ-109 que liga Seropédica a cidade de Itaguaí. Ao sul, a RJ-125 liga o município a cidade de Japeri, ao norte. Ainda é atravessado de norte a sul pelo ramal ferroviário Japeri-Mangaratiba (TCE, 2011).

O arco rodoviário da Região Metropolitana (BR-493, RJ-109 e RJ-099) faz a ligação do porto de Sepetiba, em Itaguaí, à BR-101, em Itaboraí, passando por Seropédica. Cruza com a BR-040, juntando-se à BR-116 em Magé, seguindo para Guapimirim, e por fim chegando a Itaboraí no trevo de Manilha (TCE, 2011) (Figura 4).

Figura 4 – Mapa da localização do arco metropolitano.



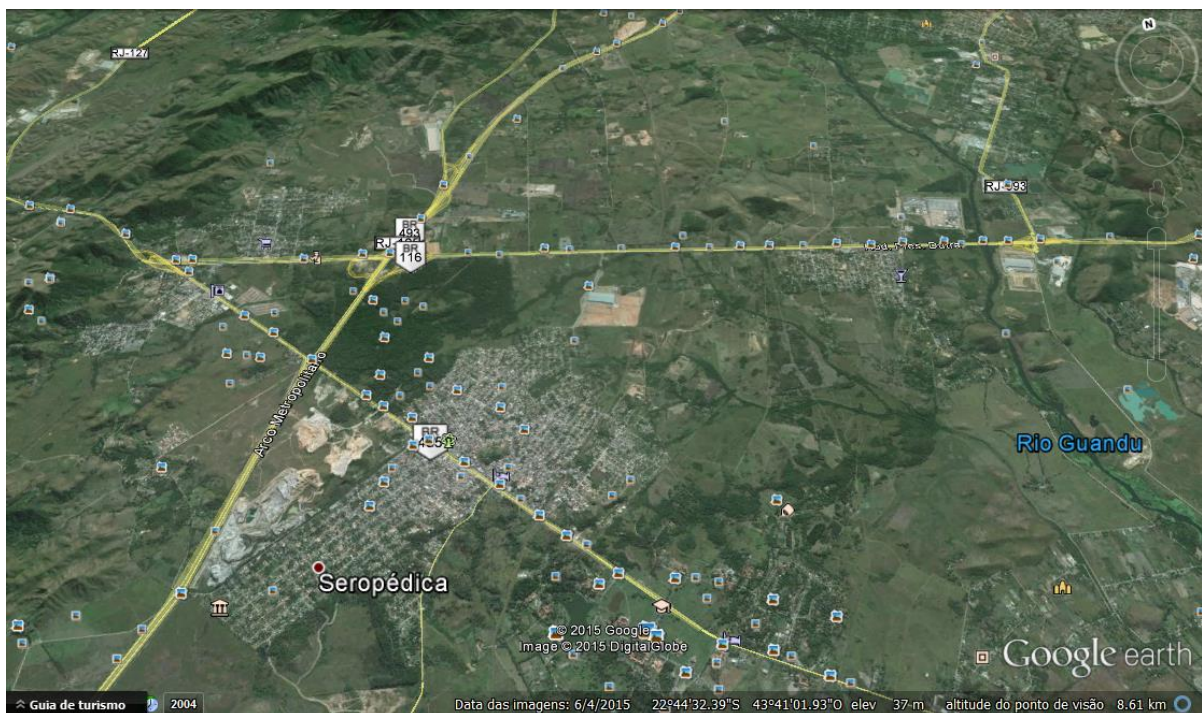
Fonte: Seropedicaonline, 2015.

3.5.4 Localização do aterro na cidade de Seropédica

O aterro de resíduos sólidos remediado situa-se em uma área de aproximadamente 0,060km² na Rua 25, s/nº, no bairro Boa Esperança em Seropédica, Rio de Janeiro (Figura 5). O referido aterro encontra-se nas coordenadas geográficas 22º73' de latitude sul e 43º68' de longitude oeste. Logo à frente do aterro passa a Rua 25. Atrás está a linha férrea, que corta a cidade e no entorno encontram-se aglomerações urbanas. O principal acesso é pela Rodovia BR 465 e pelas vias de acesso secundárias, pavimentadas e não pavimentadas no município de Seropédica.

Os usos do solo no entorno do aterro (Figura 6) são: vegetação, urbanização, corpo hídrico e extração mineral. A localização do aterro tem implicações que vão desde a perda de área nobre a questões de saúde pública e estéticas.

Figura 5 – Vista do perímetro urbano e vias públicas do município de Seropédica.



Fonte: Google Earth, 2015.

Figura 6 – Área do aterro remediado via satélite.



Fonte: Google Earth, 2014.

3.5.5 Caracterização da Região

Como tem ocorrido em muitas cidades brasileiras, a cidade de Seropédica está em acelerado processo de urbanização, mas que ainda dispõe de condições de controle, se administrada pelos seus gestores adequadamente (MARINO; GOES; SILVA, 2013).

Seropédica, de acordo com o Censo 2010, possui uma população de 78.186 habitantes, o que lhe classificava na 31ª posição a nível estadual (MARINO; GOES; SILVA, 2013). Em 2014, segundo contagem populacional realizada pelo IBGE, a população estimada contava com 82.090 habitantes. A densidade demográfica 275,53 habitantes por km² (IBGE, 2014). A taxa de urbanização correspondia a 82% da população. E em comparação com a década anterior, houve um aumento de 19,8% da população do município, sendo o 21º maior crescimento no estado. Conforme o levantamento, o município possuía 30.945 domicílios, dos quais 10% eram de uso ocasional.

Em relação à educação, Seropédica teve 21.481 alunos matriculados em 2010, uma variação de -0,5% em relação ao ano anterior. Foram 606 estudantes na creche, 96% na rede municipal, e 1.827 na pré-escola, 82% deles em 38 estabelecimentos da prefeitura. Quanto ao ensino fundamental, foi ofertado a 14.574

alunos, 75% deles em 39 unidades municipais e 12% em oito estabelecimentos da rede estadual. Quanto à saúde, o município aderiu ao Pacto pela Saúde, contando com 16 equipes de Saúde da Família e 13 equipes de Saúde Bucal atendendo a população (TCE, 2011).

O PIB identifica a capacidade de geração de riqueza do município, que no caso de Seropédica representa 0,24% do PIB da Região Metropolitana (SEBRAE, 2011). Em se tratando dos aspectos socioeconômicos, a cidade apresenta um PIB municipal considerado baixo - R\$ 504.834 mil, ou seja, 0,24% do total da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Apesar da existência da comunidade universitária em seu território, o IDH de 0,759 (médio) não é representativo de tão ilustre presença que, por princípio, deveria indicar um maior desenvolvimento sociocultural na região (ALCANTARA, 2014).

3.5.6 Clima

Trata-se de uma região classificada como de clima tropical úmido. Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante na região é o Aw, com chuvas concentradas no período de novembro a março, precipitação média anual de 1.213 mm, variando de 182,7mm em dezembro a 28,4mm em julho e temperatura média anual de 24,5 °C (COSTA; SILVA; SOUZA, 2013). O inverno é seco e o verão chuvoso, com temperatura média anual em torno de 23,5°C, oscilando em seus valores médios extremos entre 26,8°C em fevereiro e 20,5°C em julho (RODRIGUES; MAGALHÃES, 2011).

Conforme dados da Base Aérea de Santa Cruz, a evaporação apresenta valores mais elevados de dezembro a março e menos elevados entre maio e julho, tendo média anual é de 700 mm, medida em tanque classe A. A umidade relativa do ar média anual é de 80%. No verão, período de maior pluviosidade (dezembro a março), a umidade média relativa do ar atinge valor máximo de 88% e no inverno (maio a setembro) valor mínimo de 65% (SEMADS, 2001a).

A insolação total anual é aproximadamente de 2.280 horas, com valores mais elevados encontrados no trimestre junho-agosto e os valores mais baixos registrados no período setembro-dezembro. A nebulosidade média anual é de 6/8 e

os períodos de maior e menor nebulosidade, respectivamente, são setembro-dezembro e maio-agosto (SEMADS, 2001a).

Por causa do relevo e da proximidade com o oceano, o vento apresenta, como primeira predominância, os quadrantes sul (S) e oeste-sudoeste (OSO) e como segunda predominância os quadrantes norte-nordeste (NNE) e este-nordeste (ENE). Em relação à velocidade do vento, segundo dados da estação meteorológica de superfície da Base Aérea de Santa Cruz, no período 1981/1989, o percentual de calmas (19,4%), é inferior ao de ventos com velocidade na faixa de 1,5 a 5,0 m s⁻¹ (67,7%) (SEMADS, 2001a).

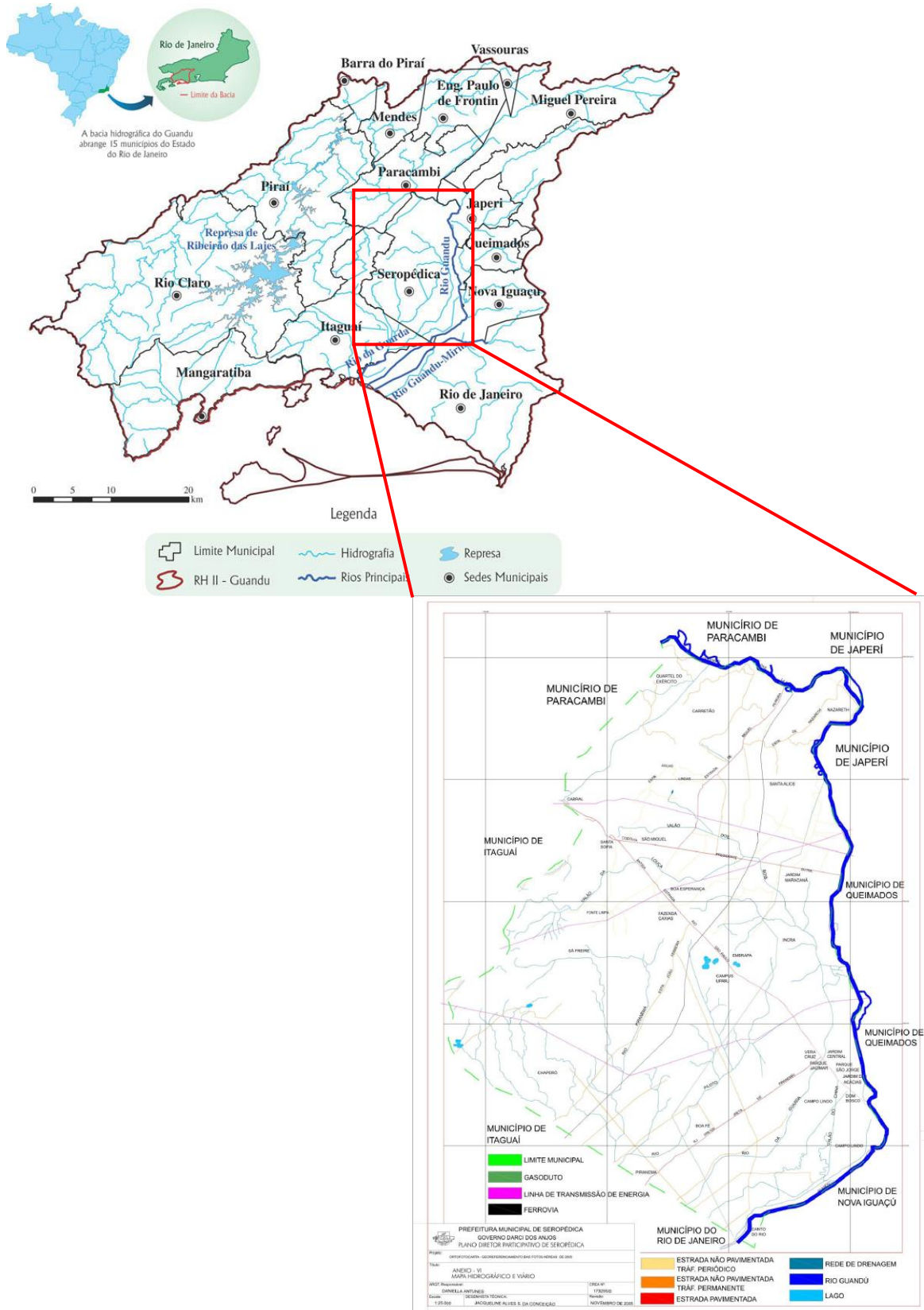
Segundo a SEMADS (2001a) a pressão atmosférica apresenta média anual da ordem de 1.015 hPa (hectopascal), com os maiores valores de pressão registrados nos meses de junho a agosto, enquanto que os maiores baixos ocorrem entre dezembro e março.

3.5.7 Bacia Hidrográfica

O Estado do Rio de Janeiro foi dividido em 07 (sete) Macrorregiões Ambientais (MRA) para estabelecer unidades básicas de planejamento e intervenção da gestão ambiental, oficializadas pelo Decreto Estadual nº 26.058 de 14/03/2000. A bacia hidrográfica contribuinte à Baía de Sepetiba tem uma superfície de 2.654km² e tem como principais rios: Guandu, da Guarda, Canal Guandu, Mazomba, Piraquê, Piracão, Portinho, Ingaíba, São Bráz, do Saco e Saí (SEMADS, 2001b).

A Região Hidrográfica do Guandu (Figura 7) possui aproximadamente 1.575 km², abrangendo as Bacias dos Rios Guandu, Guandu-Mirim e do Canal de São Francisco. O Rio Guandu tem 48 km de extensão e é formado pelo encontro dos rios Santana e Ribeirão das Lages, desaguando na Baía de Sepetiba (SEMADS, 2001a). Ressalta-se que o Rio Guandu, originalmente, corria pelos leitos atuais dos rios da Vala (ou Valinha) e Itaguaí, no baixo curso.

Figura 7 – Mapa da Região Hidrográfica do Rio Guandu.



Fonte: Comitê Guandu, 2014; Seropédica, 2006.

As características físicas das chuvas determinam sua erosividade, que constitui importante fator nas relações de causa e efeito do processo erosivo dos solos, sendo sua caracterização fundamental para o planejamento conservacionista.

A região apresenta predominância dos graus de suscetibilidade à erosão de médio e alto, correspondendo a uma área de 3.644,79 Km², referente a 98,78% da área total da região hidrográfica. Basicamente, as classes de média e alta suscetibilidade foram localizadas nas bordas da bacia, em áreas que ocorre maior produção de sedimentos, sendo estes carregados até o reservatório. Estas áreas de grau médio e alto estão situadas na maior parte nos relevos mais escarpados encontrados dentro da região hidrográfica, mais íngremes, com classes de declividade maiores que 20% e em áreas de pastagem e ocupação urbana (DUARTE et al., 2014).

3.5.8 Cobertura vegetal

A cobertura vegetal predominante no Estado do Rio de Janeiro é do tipo Mata Atlântica, bioma presente na maior parte do território brasileiro, onde possui em seu ecossistema uma das maiores biodiversidades do planeta. Atualmente se encontra com poucos fragmentos, devido ao contínuo desmatamento. O município de Seropédica revela áreas ainda cobertas por floresta em sucessão secundária (FERNANDES, M. et al., 2011) e áreas que sofreram influência antrópica. O fragmento de mata atlântica pode ser observado na Floresta Nacional Mário Xavier.

A Floresta Nacional Mário Xavier (FLONA) está localizada dentro dos limites do município de Seropédica, no triângulo formado pela interseção das rodovias Presidente Dutra (BR-116) e antiga Rio-São Paulo (BR-465) (GIÁCOMO; PEREIRA; FERNANDES, 2005). É uma unidade de conservação legalmente criada pelo Decreto nº 93.369 de 08 de outubro de 1986 e abrange uma área de 495,99 hectares. A FLONA sucedeu a Estação Experimental Florestal Engenheiro Agrônomo Mário Xavier, que durante anos foi referência no cenário florestal do Estado do Rio de Janeiro. A região era primitivamente revestida pela Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (IBGE, 1992). O processo histórico de ocupação

dessa região dizimou as florestas existentes nas baixadas, onde está incluída a Floresta Nacional Mário Xavier.

A história da ocupação humana na região deixou quase nada de remanescente em relação à primitiva cobertura florestal, devido aos diversos ciclos agrícolas alternado à prática de pecuária extensiva. Os trechos onde existem mata de elevada qualidade estão fragmentados e isolados, sendo que muitos destes trechos continuam sofrendo ininterrupto processo de degradação ecológica e, aos poucos, transformados em áreas secundárias. Os areais são um problema na região, alguns clandestinos, são locais para extração de areia do solo, ocorrendo em alguns casos a extração de areia no leito e ao longo das margens do rio Guandu (COSTA; SILVA; SOUZA, 2013).

3.5.9 Área de Estudo

A área do aterro remediado caracteriza-se por uma vegetação rasteira, sendo que em alguns locais a vegetação é ausente (Figura 8). Ainda, apresenta algumas espécies arbóreas (Figura 9). É pertinente ressaltar, que ao lado do aterro existe uma plantação de mandioca (*Manihot esculenta*), com a finalidade de comercialização para alimentação humana.

Figura 8 – Vista da área do aterro remediado e a vegetação presente.



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

Figura 9 – Vista da área do aterro remediado com a vegetação rasteira.



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

3.5.10 Geologia

Geologicamente Mello (1998) descreve a região como composta por um embasamento de rochas do Complexo do Litoral Fluminense que formam uma associação de biotita gnaisses, gnaisses granitóides, gnaisses facoidais, gnaisses porfiroblásticos e migmatitos de idade Pré-Cambriana, fraturadas na direção preferencial NE/SW, intrudidas por rochas basálticas e por rochas alcalinas Terciárias, cobertas por sedimentos Quaternários. Para Nummer et al. (2003) o município de Seropédica pode ser dividido em dois domínios: rochas do embasamento e cobertura sedimentar, conforme as litologias que compõem a região.

O solo da área do município classifica-se como Planossolos, compreendendo os solos com marcante mudança textural do horizonte A para o B. É um tipo de solo que está associado a antigas áreas de floresta tropical sub-caducifólia e ao relevo plano ou suavemente ondulado das Planícies Litorâneas e Colinas Costeiras da Região dos Lagos e da Baixada Fluminense. Este solo é pouco utilizado para agricultura, devido à drenagem imperfeita (decorrente da situação topográfica) e a acumulação de sais, neste caso sendo mais indicado para pastagens (COSTA; SILVA; SOUZA, 2013).

3.5.11 Geomorfologia

No âmbito da geomorfologia, o município de Seropédica constitui-se a oeste pela Serra do Mar e ao sudeste pela baixada da Bacia Sedimentar Cenozóica Flúvio-Marinha de Sepetiba. As encostas da Serra do Mar e a planície são as grandes unidades de relevo e se constituem nos dois principais compartimentos que delimitam o mosaico vegetacional da região, fundamentalmente heterogêneos e distintos no que concerne à biodiversidade (ALCANTARA, 2014).

Seropédica é caracterizado topograficamente pela Região Serrana (RS), que envolve a porção NW da área e refere-se ao Domínio Geomorfológico da Serra do Mar, apresentando compartimentos de maior nivelamento acima de 800m, e ainda pela Região de Baixada (RB), estendendo-se do pé de escarpas da RS até a orla

marítima, apresentando colinas isoladas, que representam feições residuais das rochas do embasamento pré-cambriano (BARBOSA et al., 2004).

Apresenta topografia típica de baixada constituída por pântanos e areias, fundindo-se ao território de mesmas características em Itaguaí, surgindo mangues e brejais, que se estendem até a Baía de Sepetiba. A extensão da planície possibilita o espraiamento das águas dos diversos córregos e rios que drenam a região, abrandando seu potencial erosivo, com isso, controlando e redistribuindo as águas e os sedimentos carregados das partes mais elevadas (ALCANTARA, 2014).

3.5.12 Considerações sobre o aterro de disposição a céu aberto de Seropédica

O aterro de disposição de resíduos sólidos a céu aberto remediado, conhecido como “lixeira pública” de Seropédica existe desde o início da década de 1980. Esta área começou a ser degradada desde então, quando funcionava como depósito de resíduo a céu aberto (Figura 10). O aterro era responsável pelo recebimento de todo lixo coletado na área urbana, como resíduo doméstico, comercial, de saúde, restos vegetais de poda, varrição e entulhos, sem ocorrer separação e tratamento para os diferentes tipos de resíduos. O terreno onde está localizado o aterro de Seropédica que foi encerrado (Figura 11), pertence à prefeitura, que foi responsável por sua operação. Recebeu toneladas de lixo durante 30 anos. Nele foi realizada somente a operação de disposição final dos resíduos sólidos. A coleta, o transporte e a disposição final destes resíduos eram realizados pela prefeitura.

Antes da remediação, os resíduos sólidos coletados eram depositados na área do antigo aterro de resíduos urbanos, sem impermeabilização de base para seu funcionamento. O resíduo era simplesmente disposto no solo, amontoado em grandes pilhas, sem receber cobertura de material inerte. Não existia balança de pesagem, guarita e dreno para gases. Ainda, não possuía algum tipo de infraestrutura de proteção contra a contaminação provocada pelos efluentes gerados no aterro.

Figura 10 – Vista do aterro de resíduos sólidos do município de Seropédica em operação.



Fonte: Elaborada pela autora, 2007.

Figura 11 – Vista do aterro de resíduos sólidos do município de Seropédica desativado.



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

3.5.13 Situação atual do aterro de resíduos sólidos a céu aberto remediado

No ano de 2011 o local de destinação final foi encerrado e no ano de 2012 a área foi remediada, com disposição do lixo em camadas, instalou-se drenos para gases e chorume, esse com tubulação que aduz a uma lagoa de captação de chorume.

Os resíduos foram compactados e cobertos com material inerte após a remediação. O solo usado para cobertura foi retirado de parte da área destinada à disposição final dos resíduos sólidos. O aterro possui coletores de gases e drenagem do chorume (Figuras 12 e 13). A falta de drenagem de água de chuva favorece a formação de processo erosivo que avança no entorno do aterro, conforme constatado durante as visitas de campos realizadas. Apesar de remediado, encontra-se atualmente sem monitoramento ambiental, podendo ocorrer com a passar do tempo se não forem tomadas as medidas legais, a degradação da qualidade do solo.

Figura 12 – Vista da lagoa de chorume no aterro remediado do município de Seropédica.



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

Figura 13 – Vista do sistema de drenagem do aterro remediado do município de Seropédica.



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

3.6 Caracterização do solo

3.6.1 Solo

O local escolhido para retirada das amostras de solo para a análise química apresentava-se com pouca vegetação, em estado de pouca degradação ambiental. As amostras foram utilizadas para analisar a poluição do solo no entorno do aterro. Para caracterização das amostras de solo foram realizadas análises químicas, onde determinou-se o pH, alumínio trocável e metais pesados, conforme a metodologia descrita por Defilipo e Ribeiro (1997) e as concentrações dos elementos foram determinadas nos extratos obtidos com Mehlich-1.

3.6.1.1 Demarcação dos pontos de coleta

Em cada um dos pontos delimitados foi coletada uma amostra de solo. Foram realizados escolhidos no total 21 pontos de coleta no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado no município de Seropédica.

3.6.1.2 Coleta das amostras

A coleta ocorreu em setembro de 2014 e foi definida em função da necessidade de se obter amostras que refletissem as condições da época mais seca do ano. As amostras para a análise química do solo foram coletadas aleatoriamente no entorno do aterro de resíduos sólidos encerrado, sendo elas na camada de 0-20 cm de profundidade, foi realizada a coleta de 01 (uma) amostra simples para cada ponto na profundidade especificada. Foram coletadas com o auxílio de um trado. Todas as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos transparentes, devidamente etiquetadas e identificadas para o transporte até o Laboratório de Análise de Solo, Tecido Vegetal e Fertilizante do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa onde foram preparadas para análise.

3.6.1.3 Preparação das amostras para análise

No laboratório, as amostras foram secas ao ar até a perda de umidade. Posteriormente, foram destorroadas e passadas em peneira de polipropileno com malha de 2,00 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Assim, procurou-se evitar a passagem das amostras em peneira de metal para evitar possíveis contaminações. As amostras peneiradas foram acondicionadas em sacos plásticos e identificadas.

3.6.1.4 Análise das amostras (métodos analíticos)

a. Potencial Hidrogeniônico – pH

As leituras de pH foram realizadas utilizando-se 10 cm³ de TFSA num frasco de 50 mL e misturou-se a 25,0 mL de água deionizada. Em seguida, agitou-se a amostra com bastão de vidro por 1,0 min. Essa mistura repousou por 30 a 60 minutos. Novamente agitou-se cada amostra antes de mergulhar o eletrodo na suspensão homogeneizada. A leitura foi feita em potenciômetro devidamente calibrado com soluções-padrão de pH 4,0 e 7,0.

b. Alumínio trocável

Foram pesados 10 cm³ de terra em erlenmeyer de 125 mL e adicionados 100 mL de extrator KCl 1,0 mol/L. A seguir procedeu-se a agitação por 5 minutos em agitador circular horizontal a 200 rpm. Depois de repousadas por aproximadamente 16 horas, retirou-se uma alíquota de 25 mL do sobrenadante, colocando-a em erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se três gotas de indiciador azul de bromotimol a 1% e titulou-se com KCl 1,0 mol/L.

c. Manganês, zinco, cádmio e chumbo

Foram quantificados os teores totais de Mn, Zn, Cd e Pb pelo método Mehlich-1. As amostras de 10 cm³ de terra fina seca ao ar foram colocadas em um recipiente de 50 mL e em seguida adicionado 25,0 mL de água. Posteriormente a amostra foi agitada com bastão de vidro por um minuto e deixada em repouso por 30 a 60 minutos. Após esse tempo, cada amostra foi agitada antes de mergulhar o eletrodo na suspensão homogeneizada. As dosagens de Mn, Zn, Cd e Pb foram determinadas por leitura em espectrofotômetro de absorção atômica.

3.6.1.5 Valores de referência

Para a análise dos níveis de metais em solo considerou-se os Valores Orientadores para Solos, elaborados pela Resolução CONAMA 420/2009. A Tabela 1 apresenta os valores orientadores de substâncias no solo, estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009 para as substâncias utilizadas neste trabalho.

Tabela 1: Valores referenciais para a concentração de substâncias nos solos

Valores referenciais de concentração (mg kg⁻¹ de peso seco)					
Substâncias	Referência de qualidade ¹	Prevenção		Investigação	
			Agrícola APMax	Residencial	Industrial
Alumínio	E	-	-	-	-
Manganês	E	-	-	-	-
Zinco	E	300	450	1.000	2.000
Cádmio	E	1,3	3	8	20
Chumbo	E	72	180	300	900

Fonte: CONAMA, 2009.

1 E- a ser definido pelo Estado.

- a) Valor de Referência de Qualidade: indica a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos.
- b) Valor de Prevenção: indica a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais.
- c) Valor de Investigação: indica a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado (CONAMA, 2009).

4 ASPECTOS SOBRE A CONTAMINAÇÃO E MONITORAMENTO DO SOLO EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

4.1 Solo

A relação do ser humano com o solo tem sido considerada uma atitude de pouca sensibilidade e consciência, contribuindo para a sua degradação, pelo mau uso ou pela ocupação desordenada. Com isso, tendo como consequência o crescimento contínuo dos problemas ambientais relacionados à degradação do solo, tais como: poluição, erosão, assoreamentos de cursos hídricos, deslizamentos, etc (MUGGLER; SOBRINHO; MACHADO, 2006).

O solo é tão fundamental para a vida humana que foi refletido por milênios em nossas línguas (COLEMAN; CROSSLEY; HENDRIX, 2004). Uma evidência para o reconhecimento precoce de solo é que a palavra hebraica para o solo é "Adama", a partir do qual é derivado Adão, o primeiro homem em religiões semitas (HILLEL, 1991). A primeira história escrita do solo e biota do solo foi originada no Oriente, onde os estudiosos foram reconhecidos no início nas cortes reais chinesas (PAUL, 2007). Ao comentar sobre solos, Coleman, Crossley e Hendrix (2004) afirmaram que estes foram classificados durante a dinastia chinesa Yao de 2357 a 2261 aC (antes de Cristo). Tal dinastia deve ser reconhecida pelos estudos básicos e aplicados de solos como eles usaram uma classificação para fins de taxaço. Os chineses antigos consideravam minhocas como "anjos da terra", já os gregos, como Aristóteles, as consideravam como "intestinos da terra" (COLEMAN; CROSSLEY; HENDRIX, 2004). A antiga literatura védica da Índia classificou solos por cor, e, portanto, o teor de matéria orgânica, e ainda reconheceu a importância de formas de terra, vegetação, erosão, uso da terra e as implicações para a saúde humana (PAUL, 2007).

Durante muito tempo o solo foi considerado um local seguro para a disposição de resíduos sólidos, além de ser um local onde a degradação de contaminantes ocorria naturalmente (POLICARPO, 2008). Não obstante, essa capacidade foi superestimada e, apenas a partir da década de 1970, direcionada maior atenção a sua proteção (CETESB, 2001). Em estudos pedológicos torna-se fundamental definir

o que é considerado solo. A definição de solo pode variar conforme o interesse e formação do profissional que o estuda (LADEIRA, 2010).

O solo é um componente ambiental, sendo que suas variações com relação às propriedades químicas, físicas e biológicas são definidoras de padrões ecológicos e do próprio uso da terra (VALE JÚNIOR et al., 2011). Nos estudos de Ciência do Solo, é uma superfície inconsolidada que recobre as rochas, mantendo a vida animal e vegetal na Terra, também resultante da ação conjugada de agentes intempéricos sobre os materiais preexistentes de natureza orgânica e mineral (FILHO; FRANCELINO, 2001).

Numa perspectiva holística, Costa (2007) define solo como uma entidade complexa formada por partículas minerais, matéria orgânica, água, ar e organismos vivos, e ainda complementa que o solo,

Enquanto recurso não renovável à escala humana desempenha um sem-número de funções-chave (ambientais, econômicas, sociais e culturais) essenciais à vida, como sejam: produção alimentar e de biomassa; fonte de matérias-primas; armazenagem, filtração e transformação; habitat e banco de genes, reservatório de carbono e “arquivo” geológico e arqueológico. O solo é, em suma, o ambiente físico e cultural da humanidade, por excelência.

Ao comentar sobre solo, Costa (2007) destaca perda de matéria orgânica; salinização, desertificação e erosão; instabilização biofísica e geomecânica; impermeabilização e compactação e contaminação química, como crescentes pressões a que o solo está sujeito.

Ressalta-se que a NBR 6502 (ABNT, 1995) define solo como material proveniente da decomposição das rochas pela ação de agentes físicos ou químicos, podendo ou não conter matéria orgânica. Para Souza et al. (2013) o solo é caracterizado como um sistema dinâmico e complexo e constitui-se por diversas camadas que diferem no que se refere à química, física, mineralogia e biologia, influenciados pelo clima e atividades de organismos vivos. (SANTOS; ZARONI, 2015) ressaltam que o solo é constituído de materiais minerais e orgânicos, que são organizados em camadas e/ ou horizontes.

Quando comparados aos outros componentes da biosfera (ar, água e biota), os solos possuem características próprias, visto que se apresentam como um dreno

para contaminantes e também como tampões naturais que controlam o transporte de elementos químicos e outras substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biota (KABATA; PENDIAS, 2001).

O solo constantemente atua como um “filtro”, de acordo com Iwai (2012), tendo a capacidade de depuração, imobilizando enorme parte das impurezas nele depositadas. Além disso, esse autor coloca que o tipo de material constituinte e sua granulometria influem nas propriedades do solo e nos mecanismos de atenuação e transporte de poluentes, entretanto, tal capacidade é limitada, podendo a qualidade do solo alterar-se, por causa do efeito cumulativo da deposição de poluentes, ainda existe a migração de poluentes do solo para a água subterrânea, podendo tornar-se um problema para as populações que utilizam este recurso.

4.1.1 Pedogênese

A pedogênese estuda a origem e o desenvolvimento dos solos, suas relações com o ambiente atual e a influência de características herdadas do passado no seu comportamento. A formação dos solos ou a gênese dos solos decorre de processos biológicos, físicos e químicos que transformam os materiais parentais, minerais ou orgânica, que lhes dão origem (TAVARES et al., 2008).

No início do processo de formação do solo ou pedogênese, ocorre o intemperismo do material de origem dos solos, que é fenômenos químicos, físicos e biológicos que agem sobre o material de origem. No intemperismo, o tipo e a intensidade podem ser relacionados com a pluviosidade, temperatura e vegetação de uma região. O intemperismo químico é mais pronunciado nos trópicos, onde as temperaturas são mais elevadas e a ação da chuva e a biológica são mais intensas. Já o intemperismo físico predomina nas regiões de temperatura e pluviosidade baixas (ZARONI; SANTOS, 2015).

Entende-se por intemperismo químico o processo onde existe alteração mineralógica das rochas de origem, tendo como principal agente a água, e os mecanismos modificadores relevantes são a hidratação, carbonatação, oxidação e os efeitos químicos resultantes do apodrecimento de animais e vegetais. E intemperismo físico a ruptura das rochas inicialmente em fendas, resultando em

partículas de tamanhos menores, sem decorrer em mudança na sua constituição. Ressalta-se que na desagregação das rochas, formam-se os pedregulhos, as areias e os siltes, por meio de agentes como temperatura, água, vegetação, vento e pressão (GURGEL, 2013).

A despeito do intemperismo, quanto maior a disponibilidade de água, mais completas são as reações químicas, e conseqüentemente, os minerais primários das rochas sofrem reações químicas, resultando em solos com maior proporção de minerais secundários refletindo as variações de material originário (composição mineralógica) (ZARONI; SANTOS, 2015). O intemperismo é o responsável pela produção de detritos a serem erodidos, constituindo etapa na formação do regolito; representando como pré-requisito indispensável para a movimentação de fragmentos rochosos. Podendo-se distinguir entre o intemperismo físico, responsável pela fragmentação das rochas, e intemperismo químico e bioquímico, responsável pela decomposição das rochas (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Os solos resultam da interação de fatores e processos operantes nas diferentes paisagens da superfície terrestre, e ao longo do tempo geológico, essas paisagens como também os perfis de solo a ela associados se modificam. Decorrentes de processos hídricos, tectônicos, eólicos, climáticos ou mesmo da atividade antrópica, essas mudanças remodelam a paisagem de forma gradual ou catastrófica e, geralmente, irreversível, destruindo os solos associados (LADEIRA, 2010).

Na paisagem, os solos se diferenciam devido à ação de seus fatores de formação, cuja atuação é de caráter independente. Devido a ser um sistema aberto de processos e respostas, durante as constantes trocas de energia e matéria, qualquer alteração no sistema refletirá em alterações na sua estrutura morfológica, assim, o solo busca alcançar uma nova forma, um novo equilíbrio, por meio do reajustamento das variáveis (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Dokuchaev estabeleceu o método CLORPT, abordagem clássica ou tradicional, nos primórdios da Ciência do Solo, onde o solo é o resultado da interação entre cinco fatores: clima (Climate - Cl), organismos (Organisms - O), relevo (Relief - R), material de origem (Parent material - P) e tempo (Time - T) (LIMA et al, 2013). A interação entre os quatro primeiros fatores e o tempo origina

uma série de processos específicos, que conduzem à diferenciação em horizontes e, por conseguinte, à formação do solo. Os fatores de formação e os processos pedogenéticos determinam a diferenciação no perfil do solo (MENDONÇA-SANTOS; SANTOS, 2003).

Em escala regional, os padrões de clima, vegetação e material originário são comumente usados para prognóstico de unidades de solos nas áreas de grande abrangência, em níveis bastante elevados de abstração e generalização, enquanto os padrões locais de topografia, material de origem, tempo e suas relações com a cobertura vegetal e com os microclimas, podem ser usados no prognóstico de classes de solos em pequenas áreas (MENDONÇA-SANTOS; SANTOS, 2003).

Material de origem pode ser definido como material intemperizado, não consolidado, de natureza orgânica ou mineral que originou ou originará ao solum por processos pedogenéticos (KONDO, 2008). Os diversos minerais que constituem o material de origem se decompõem por ação química, transformando-se em minerais úteis no solo, e outros permanecem inalterados (ZIMBACK, 2003).

O material de origem representa o estado inicial do sistema, podendo ser um solo preexistente, uma rocha consolidada ou depósito inconsolidado. A rocha matriz fornece matéria-prima para a formação dos solos, através de sua decomposição e desintegração, sendo importante na determinação de suas propriedades. Tendo como composição mineralógica, resistência mecânica e textura, as características das rochas que influenciam na gênese do solo e dependendo das suas características, do tempo transcorrido e do clima, o material parental terá influência maior ou menor nas características do solo, podendo ser notado na cor, textura, mineralogia, estrutura e índice de acidez (pH) (GUERRA; BOTELHO, 1996).

Para Santos et al. (2005) diversas características dos solos guardam estreito relacionamento com a rocha de origem, sendo necessário conhecê-la bem em relação à constituição mineralógica, química e física, tal relação é tão mais estreita quanto menos evoluído for o solo.

Lacerda, Andrade e Quéméneur (2000) avaliaram correlações entre material originário e variações de classes de solos com horizonte B textural, visando estabelecer parâmetros de caracterização pedológica associados ao material de

origem. Observou-se, pela caracterização física e química, boa correlação com a composição mineralógica e química dos materiais originários.

Considerado fator ativo, o clima atua sobre o material de origem consolidado ou não, a vegetação, o relevo e os organismos. Tem sua participação na formação do solo, através da energia solar, da umidade e da precipitação, e controla o tipo e a intensidade dos processos formadores. Concernente ao fator climático, o aumento da temperatura eleva a velocidade de intemperização das rochas (GUERRA; BOTELHO, 1996). Castro (2002) lembra que o clima é o fator que desempenha maior atividade no processo de formação do solo, podendo agir direta ou indiretamente, determinando o tipo de intemperização predominante. Ainda segundo esse autor, a umidade é considerada um dos principais elementos do clima, as reações químicas de hidratação, hidrólise, oxidação, etc., que constituem o processo de decomposição dos minerais e rochas, são influenciados em sua intensidade e velocidade principalmente pela ação da umidade e temperatura. Da mesma forma, que os efeitos mecânicos de transporte e deposição dos materiais intemperizados são decorrentes da natureza do clima.

O relevo também é um dos fatores de formação do solo, ele controla a redistribuição de massa e energia, podendo diferenciar na paisagem superfícies de deposição, de erosão e superfícies que resultam da ação combinada dos processos citados. É importante salientar, que o relevo apresenta como características: comprimento, inclinação, orientação das encostas e posição geográfica, que influenciam diretamente na formação do perfil de solo. Como exemplo, pode-se citar os solos desenvolvidos em áreas planas, que tendem a ser mais profundos do que os desenvolvidos em encostas íngremes (GUERRA; BOTELHO, 1996). Informações sobre o relevo são úteis tanto do ponto de vista genético (erosão e rejuvenescimento do solo, aprofundamento da frente de intemperismo etc.) como para fins de manejo e conservação (SANTOS et al., 2005).

Muñoz (2009) define relevo como o conjunto de desníveis da crosta originados pelas forças endógenas e exógenas da estrutura terrestre, expostos em diversas escalas. O relevo é um conjunto de qualidade geométrica da superfície, resultado da sua história climática, geológica e biológica, por isso este propõe

indicações sobre características sobre variáveis ambientais como clima, geologia e biota (MUÑOZ; VALERIANO; WEILL, 2011).

Sarmiento (2010) relata que o relevo é reconhecido de modo amplo como um fator pedogenético dominante em nível local, e com isso influenciando os solos e suas propriedades. Além disso, o autor coloca que com exceção do fator tempo, o relevo modifica o papel que os outros fatores exercem na gênese do solo, e modifica a distribuição dos processos hidrológicos e erosionais como o conteúdo de água, escoamento superficial e sedimentação, além da temperatura do solo (SARMENTO, 2010).

Em seu estudo, Schiavo et al., (2010) avaliaram a influência do fator relevo nas características morfológicas, químicas e físicas de perfis de solos ao longo de uma topossequência do Arenito da formação Aquidauna (MS). Contatou-se a influência dos fatores relevo e material de origem como principais atuantes na gênese dos solos estudados.

No que tange ao fator organismo, a formação do solo, segundo Guerra e Botelho (1996) é resultado da ação combinada de fatores bióticos e abióticos. Os fatores bióticos referem-se aos seres vivos, representados pelos vegetais, animais e microrganismos. Considerando-se que são fornecedores de matéria orgânica, os organismos além de influírem na formação do solo, contribuem com determinados compostos orgânicos que podem ocasionar a diferenciação entre alguns solos (ZIMBACK, 2003).

Em se tratando do fator formador tempo, a idade de um solo expressa o tempo durante o qual atuaram os processos formadores, neste caso, o tempo pode ser considerado absoluto ou relativo (GUERRA; BOTELHO, 1996). O tempo é um fator de formação de solo, dado que essa formação é resultado de reações químicas e da ação das forças físicas de atração de partículas, demandando tempo para se manifestarem. Determinadas reações precisam de mais tempo que outras, com isso existem solos que demoram mais tempo para alcançarem seu ponto de equilíbrio (ZIMBACK, 2003).

A pedogênese é dependente de fatores ambientais que controlam a formação dos solos na paisagem, a água que percorre o sistema, além da matéria orgânica que é acrescentada e transformada nos solos, e ainda os processos de ordem

mineralógica e de transformação química, tais quais são submetidos o material mineral integrante dos solos são relevantes no contexto de formação dos solos (TAVARES et al., 2008).

O principal responsável pela decomposição da rocha é o intemperismo químico e físico, onde o solo resultante pode permanecer ou ser transportado do local de origem. No caso do solo formado pela decomposição de uma rocha permanecer no mesmo local da formação é chamado de solo residual. Já os solos sedimentares são os que foram depositados por grandes volumes de água (GONÇALVES; MARINHO; FUTAI, 2014). Além disso, esse autor coloca que por vezes este material contém matéria orgânica e neste caso chamam-se solos orgânicos, mas quando a matéria orgânica está em quantidade muito grande, o solo é chamado de turfa. Existem solos mais superficiais, provenientes de uma evolução pedogênica e são chamados de solos porosos ou solos lateríticos existentes em países tropicais (GONÇALVES; MARINHO; FUTAI, 2014).

Destaca-se que a pedogênese ocorre em escalas de tempo de centenas a milhares de anos, no entanto, conforme a interferência antrópica, tem ocorrido uma influência neste processo de maneira acelerada e intensa ocasionando mudanças na dinâmica natural do solo (WITTE, 1990). As formas de utilização do solo podem influenciar em atributos relacionados diretamente aos seus processos pedogenéticos, em questão de décadas ou anos (NETO, 2010).

Mecanismos envolvidos relacionados às propriedades do solo de influência direta poderão levar à manutenção de um equilíbrio quanto ao nível dos teores de metais pesados no solo, com isso refletindo o resultado de interações tanto quantitativas quanto qualitativas, mas também os teores característicos das diferentes situações de material de origem e pedogênese (OLIVEIRA; COSTA; CRUZ, 1998).

4.1.2 Morfologia dos solos

A descrição morfológica do solo é o primeiro passo para a identificação e a caracterização do mesmo, constituindo pressuposto fundamental para estudos de gênese, levantamento, classificação e planejamento do uso dos solos.

O solo é constituído por camadas que diferem entre si pela natureza mineralógica, química, física e biológica, que se desenvolvem no tempo, influenciado pelo clima e pela própria atividade biológica. O solo, estruturalmente, pode ser dividido em três fases: sólida, líquida e gasosa, tal como assinalado por Antonio M. A. Fiúza.

Podemos distinguir no solo uma fase sólida, constituída por uma fracção inorgânica (produtos minerais resultantes da erosão da crosta) e por uma fracção orgânica (materiais resultantes da decomposição da matéria vegetal e animal), uma fracção líquida aquosa enriquecida em compostos minerais, uma fracção gasosa constituída por ar rarefeito em oxigénio e enriquecido em dióxido de carbono e finalmente e ainda uma componente biológica constituída por milhões de microorganismos das mais variadas espécies e estirpes (FIÚZA, 2009).

A fracção mineral é constituída de partículas que variam de tamanho e composição e podem ser agrupadas em três grupos principais conforme a granulometria: argila (0-2 μm), silte (2-63 μm) e areia (63-2000 μm) (OTTEN et al., 1997).

Com os intemperismos físico, químico e biológicos, as rochas se transformam em um material friável tendo uma ação conjunta de fenômenos que origina os solos, onde se organiza em camadas de aspectos e constituições diferentes, aproximadamente paralelos à superfície, que são denominados horizontes (LEPSCH, 2002). Os horizontes constituem o perfil do solo e são resultantes da ação de processos de formação, guardando relação genética entre si dentro do perfil e as camadas não são afetadas ou então pouco influenciada pelos processos pedológicos (SANTOS et al., 2005).

A seguir, serão apresentados os principais horizontes pedogenéticos, segundo Santos et al. (2013):

Em alguns locais, sobre o horizonte A ocorre o horizonte O ou orgânico, que é a camada superficial dos solos onde há uma mistura de minerais e orgânicos, com uma espessura que depende das condições climáticas, da vegetação e do relevo. Em condições de má drenagem ocorre o horizonte H. O horizonte A é constituído de material mineral e nele existe a máxima atividade biológica, estando mais sujeito às variações de temperatura e umidade. Constitui-se, portanto, numa zona de eluviação

caracterizando-se pela menor concentração de argilo-mineral, ferro e alumínio, que foram lixiviados para camadas inferiores, e pela maior concentração relativa de minerais resistentes residuais. Abaixo do horizonte A e/ou E, localiza-se o horizonte B, que pode ser caracterizado pela acumulação de materiais proveniente do A ou pela acumulação de argila. O horizonte C representa a camada de rocha inconsolidada, com pouca ou nenhuma ação biológica e com características físicas, químicas e mineralógicas presumivelmente iguais às da rocha matriz. Este horizonte pode atingir grandes espessuras em regiões tropicais e subtropicais, sendo genuinamente residual e guardando a estrutura da rocha de origem.

4.1.3 Textura e estrutura dos solos

Para Forsythe (1975) a textura do solo é uma propriedade física que é comumente determinada pelo tato (FORSYTHE, 1975). Apresenta-se como característica fundamental no manejo dos solos, devido determinar, em sua maioria, o grau de adesão e coesão entre as partículas do solo (FERRARESI et al., 2012).

A textura pode ser entendida pela proporção relativa das frações granulométricas que compõem a massa do solo. Essa proporção define a classe textural e modifica a capacidade de retenção de água no solo, o potencial de estoque de nutrientes e carbono. A textura, por estar relacionada à porosidade e aeração do solo, afeta também a dinâmica de ar neste meio, alterando a atividade microbiana e de enzimas, com implicações sobre a decomposição e mineralização da matéria orgânica (PAUL, 2007).

Fator envolvido no processo de compactação do solo, a textura mostra-se de grande relevância, no momento em que determinada pressão externa for aplicada ao solo por animais e máquinas, por isso, ocasiona novo acomodamento das partículas e aumento da compactação. Nesta compactação do solo, caracterizada pela diminuição do volume de poros ocupados pelo ar ou pela água, a infiltração e redistribuição de água no solo é limitada, e ainda reduz as trocas gasosas e a disponibilidade de oxigênio (SATO; OLIVEIRA; LIMA, 2011).

Os teores relativos das partículas do solo influenciam na taxa de infiltração e retenção de água, na aeração e na disponibilidade de nutrientes (FORSYTHE,

1975). Pereira e Ribeiro (2010) analisaram a influência de diferentes texturas de solos sobre os parâmetros da curva de retenção de água determinados pelos modelos de van Genuchten e Brooks e Corey. Observaram que a textura do solo influencia diretamente os parâmetros das curvas de retenção de água no solo. Entende-se por curva de retenção de água no solo a relação entre o teor de água no solo e a energia com que a água está retida no solo (PEREIRA; RIBEIRO, 2010).

Pode ser avaliada pelas sensações táteis, ao umedecer uma amostra de terra e trabalhá-la na mão até formar uma massa homogênea sem excesso de água. Esse material passado entre os dedos provoca a sensação de aspereza, sedosidade e pegajosidade, correlacionadas com as proporções de areia, silte e argila (SANTOS et al., 2005). O tamanho das partículas que compõem os solos é a primeira característica que os diferencia, e normalmente nos solos convivem partículas de variados tamanhos. Denomina-se fração de finos do solo o conjunto de silte e argila, ao passo que o conjunto de areia e pedregulho é denominado fração grossa ou grosseira (PINTO, 2002).

O comportamento mecânico e hidráulico nos solos grossos está principalmente condicionado a sua compactação, que é uma medida de quão próximas estão as partículas sólidas umas das outras, resultando em arranjos com maiores ou menores quantidades de vazios (MACHADO; MACHADO, 2014). Os pedregulhos têm propriedades dominantes devido à sua parte constituída de grãos minerais. As areias se distinguem pelo formato dos grãos (PINTO, 2002).

O solo é considerado fino quando as partículas que constituem o solo possuem dimensões menores que 0,06mm (ABNT), e, neste caso, será classificado como argila ou como silte. O comportamento dos solos finos é definido pelas forças de superfície (moleculares, elétricas) e pela presença de água, a qual influi de maneira marcante nos fenômenos de superfície dos argilo-minerais (MACHADO; MACHADO, 2014). A fração granulométrica do solo classificada como argila se caracteriza pela sua marcante plasticidade e elevada coesão para constituir torrões dificilmente desagregáveis por pressão dos dedos. Os siltes apresentam apenas coesão necessária para formar, torrões facilmente desagregáveis pela pressão dos dedos quando secos (GURGEL, 2013).

O tamanho das partículas é uma das características do solo, desta forma cada solo é constituído por uma variedade de partículas com diferentes tamanhos, formas e composição mineralógica. A ABNT estabelece escala granulométrica para diferenciar as frações de solo (GONÇALVES; MARINHO; FUTAI, 2014).

Bittar, Ferreira e Corrêa (2013) estudou a influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização da serapilheira, e os resultados mostraram que a textura do solo pode ter implicações importantes sobre a atividade microbiana, a mineralização e a decomposição do resíduo de serapilheira em sítios do bioma cerrado.

A estrutura refere-se às formas em que as partículas do solo são arranjadas ou agrupadas espacialmente, esses agrupamentos podem ocorrer em qualquer nível de tamanho. As implicações da estrutura do solo se reportam não somente às partículas, como também se estendem para os espaços porosos dentro da estrutura (COLEMAN; CROSSLEY; HENDRIX, 2004).

As partículas minerais individuais em solos superficiais, normalmente, são revestidas e coladas juntas com a matéria orgânica coloidal e cobertas com cimentos inorgânicos formando aglomerados espaciais dentro da matriz conhecida como agregados ou peds (PAUL, 2007). A *Soil Science Society of America* define agregado como um grupo de partículas primárias que se unem mais fortemente que as partículas vizinhas (SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA, 1997). Köhne, Köhne e Gerke (2002) afirmam que a agregação do solo pode levar à criação de caminhos preferenciais para o deslocamento da água no solo, e que, enquanto a matriz porosa fornece a maior parte do volume para armazenamento de água, o volume inter-agregados, especialmente em condições próximas à saturação, provê caminhos de alta condutividade para o deslocamento da água no solo.

Solos estruturados exibem um alto grau de heterogeneidade, que resulta basicamente de sua composição, dos processos envolvidos em sua formação e de atividades biológicas desenvolvidas em seu interior (SANTOS, G., 2005). A heterogeneidade espacial dos diferentes componentes ou propriedades do solo está ligada ao conceito de estrutura, esta definição acomoda a muitos diferentes aspectos da estrutura do solo que se manifestam em tamanhos diferentes no solo (DEXTER, 1988).

Na estrutura do solo, os poros são divididos com base na sua capacidade de reter água após a drenagem da água sob influência da gravidade em macroporos, que permitem a rápida difusão do ar e infiltração de água e drenagem em microporos, que retêm água disponível para a vegetação, porém pode limitar interações dos organismos do solo devido seu tamanho restrito (PAUL, 2007). A estrutura do solo tem efeitos significativos sobre o desenvolvimento das plantas, o equilíbrio de água no solo e do solo trabalhabilidade (DEXTER, 1988).

Mcbratney et al. (1992) representaram a estrutura do solo como um conjunto formado por dois subconjuntos que representavam as partes porosa e sólida do solo. Esta definição estende o conceito de estrutura a todos os solos, ou seja, todos os solos possuem, em menor ou maior grau, algum tipo de estrutura.

Diversos autores consideram que a mobilidade dos metais pesados no solo é influenciada pela textura, densidade aparente, superfície específica, teor de matéria orgânica, tipo e concentração de minerais de argila, e ainda tipo e teor de metais (OLIVEIRA; COSTA, 2004).

4.2 Chorume e percolados do resíduo sólido urbano

O chorume tem por característica coloração escura, contendo matéria sólida dissolvida e em suspensão, determinadas substâncias químicas dependendo dos tipos de resíduos depositados e produtos de resíduos microbianos. Segundo Renou et al., (2008), o chorume é o efluente aquoso gerado como consequência da percolação da água da chuva que atravessa os resíduos, dos processos bioquímicos e do teor de água inerente dos próprios resíduos (RENOU et al., 2008).

A NBR 8419 (ABNT, 1992), define percolado como o “líquido que passou através de um meio poroso”, e sumeiro ou chorume como “líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio)”.

De acordo com Lins (2003), o chorume é formado pela decomposição da matéria orgânica presente no lixo, e os percolados ou líquidos são formados pela percolação de águas, percorrendo a massa de resíduos, com isso levando o

chorume e outros materiais em solução e/ ou suspensão principalmente nutrientes. A mistura da água percolada ao chorume pode ocorrer após a precipitação, misturando-se às águas pluviais; às águas subterrâneas; e/ ou aos cursos de água.

A qualidade dos percolados depende de uma série de parâmetros, tais como a idade, variação de clima, precipitação, tipo e composição dos resíduos (RENOU et al., 2008). Em particular, a composição do percolado pode ser dividida em material orgânico dissolvido, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e componentes orgânicos xenobióticos. Ainda podendo ser encontrados outros componentes em concentrações muito baixas, tendo apenas importância secundária (CHRISTENSEN et al., 2001). Sua composição é relevante na determinação de seus efeitos potenciais sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas adjacente. Os contaminantes encontrados no chorume dependem da composição do resíduo sólido e das atividades físicas, químicas e biológicas (LIMA, 2003).

4.3 Metais pesados no solo

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos tem sido considerado um tema complexo e preocupante na atualidade. O aumento da produção de materiais contendo substâncias identificadas como perigosas, ocasiona uma crescente geração de resíduos e, com isso, tais substâncias em sua composição, podem ser fonte de contaminação ambiental. Os resíduos sólidos podem conter substâncias químicas com características tóxicas, dentre elas os metais considerados pesados encontrados em materiais provenientes de funilarias, atividades agrícolas, indústrias, laboratórios, hospitais e residências (SEGURA MUÑOZ, 2002). À vista disso, a contaminação por metais em locais que receberam resíduos sólidos urbanos é considerada um grave problema ambiental na atualidade (MACHADO et al., 2011).

O termo “metal pesado” é utilizado comumente para designar metais classificados como poluentes do solo, água e ar. Os elementos manganês (Mn), cobre (Cu), cádmio (Cd), chumbo (Pb), ferro (Fe), zinco (Zn), molibdênio (Mo), cobalto (Co), níquel (Ni), vanádio (V), alumínio (Al), prata (Ag), cromo (Cr) e mercúrio (Hg) estão na lista de metais pesados encontrados com maior frequência (CETESB, 2014). Os metais pesados são referidos como o grupo mais perigoso de

contaminantes e seus critérios químicos (peso atômico, densidade) revelaram-se não serem suficientes em pesquisa ambiental, devido ao efeito exercido por eles sobre o comportamento dos elementos químicos não revelar manifestação alguma na paisagem (MOTUZOVA et al., 2014).

Os metais pesados são elementos químicos pertencentes ao grupo de transição da tabela periódica. Chumbo, arsênio, cádmio, mercúrio, níquel, cromo, cobre e zinco são mais regulados (JENNINGS, 2013). Ocorrem nos solos de forma natural, normalmente em baixas concentrações, como resultado do intemperismo e de outros processos pedogenéticos. Segundo Fadigas et al. (2002), a presença de metais pesados em solos pode ocorrer naturalmente, dependendo do material de origem sobre o qual foi formado o solo, da proporção e composição dos componentes de sua fase sólida, como também dos processos de formação. Para Paye et al. (2010), sob condições naturais, a distribuição de metais pesados nos solos ocorre de forma aleatória, porém generalizada, em toda área.

Conforme sua definição química, os metais são elementos e como tal não podem ser degradados e sintetizados por processos químicos e biológicos, apesar de que estes processos podem trocar a forma química dos metais. Termos como metais pesados, semimetais (metaloides) e microelementos são geralmente os mais encontrados em estudos ecológicos. O termo metal pesado refere-se a um grupo de 53 metais com densidade maior que 5 g cm^{-3} (ZOVKO; ROMIC, 2011). Alguns destes metais pesados são elementos essenciais aos seres humanos em determinadas concentrações, aos animais e aos vegetais superiores em determinadas concentrações, por exemplo, Cu, Co, Mn, Fe, Ni, Mo, Zn etc (NASCENTES, 2006), enquanto que outros são tóxicos, mesmo em pequenas concentrações (ZOVKO; ROMIC, 2011).

O teor natural dos elementos tóxicos no solo varia com o tempo de intemperismo e a composição química do material de origem. A composição elementar total no solo tem utilidade limitada, porém é importante conhecê-la para se ter ideia do seu teor no ambiente, tanto em estudos de contaminação e poluição, como para estudos pedológicos. Assim, caso um elemento possa representar um perigo iminente à cadeia alimentar, torna-se importante avaliar seus teores

disponível e solúvel, visto que ambos estarão relacionados com a mobilidade e com a absorção pelas plantas (CAMARGO; ALLEONI; CASAGRANDE, 2001).

Quanto à origem, os metais presentes no solo podem ser classificados em litogênicos e antropogênicos. A fração litogênica é procedente de fontes geológicas, como resíduo de rocha ou liberada pelo intemperismo e a fração antropogênica, quando são adicionados ao solo pela atividade humana (CAMARGO; ALLEONI; CASAGRANDE, 2001).

Os metais pesados advêm de fontes naturais, como depósitos minerais, e neste caso são referidos como elementos traço (ALMEIDA, T., 2009). Elementos traços são os elementos encontrados em concentrações inferiores à 0,1% na crosta terrestre, com densidade superior a 5 g m^{-3} e número atômico maior que 11. Entre estes, é possível separar os elementos biologicamente essenciais, como cobre, zinco, cobalto, manganês, selênio, daqueles que não apresentam alguma utilidade biológica, isto é, os elementos não essenciais, como chumbo, mercúrio, cádmio, arsênio, estanho. No entanto, a partir de uma determinada concentração, cada elemento traço apresenta um caráter tóxico para os seres vivos (PITRAT, 2010).

As concentrações de elementos traço do solo são essenciais na manutenção da qualidade ambiental e dos micronutrientes do solo (ZHANG; DENG; YANG, 2002). Apesar dos elementos-traço estarem presentes naturalmente em solos e em sistemas aquáticos subsuperficiais e superficiais, mesmo não havendo perturbação antrópica do ambiente, o aumento em sua concentração pode ocorrer devido processos naturais quanto por atividades antropogênicas (GUILHERME et al., 2005). A erosão das rochas e do solo, as erupções vulcânicas e os incêndios florestais são as principais fontes naturais de elementos traços.

Ainda que a presença dos metais pesados seja generalizada nos solos em condições naturais, de alguma forma, as atividades humanas acabam adicionando ao solo materiais que contêm esses elementos, podendo atingir concentrações muito altas, que comprometem a qualidade do ecossistema (CAMARGO; ALLEONI, CASAGRANDE, 2001). Como principais fontes antrópicas destaca-se a mineração, a incineração de resíduos, a queima de combustíveis fósseis e a agricultura em função do uso de fertilizantes, defensivos e corretores de acidez do solo (PITRAT, 2010), sendo o solo um dos principais receptores de metais pesados (CHAVES;

MESQUITA; ARAUJO; FRANÇA, 2010). Quando os elementos são absorvidos pelas plantas e quando sua quantidade ultrapassa a máxima capacidade de retenção do solo, o potencial de dano se agrava, tornando-se lixiviáveis, e com isso consequente aporte em águas subterrâneas (NASCENTES, 2006).

Estudos de metais pesados em ecossistemas indicam que locais próximos a complexos industriais e de refino de minério apontam concentrações elevadas desses elementos, neste caso podem afetar a biodiversidade, funcionalidade e sustentabilidade dos ecossistemas, ocasionando danos, por vezes irreversíveis, às propriedades biológicas e químicas do solo (SANTOS, G.; 2005). Em muitas partes do mundo, particularmente nas vizinhanças de áreas urbanas e industriais, tem sido relatado altas concentrações de metais pesados. Entre os diversos metais presentes, o Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn destacam-se entre os mais perigosos no sistema terrestre (SINGH, 1997).

Considerando as variadas formas, os metais pesados podem ocorrer no solo sob a forma iônica ou complexada na solução do solo, como íons mais firmemente presos aos complexos de troca, como íons trocáveis no material orgânico ou inorgânico de troca ativa, como íons quelatos em complexos orgânicos ou organominerais incorporados em sesquióxidos precipitados ou sais insolúveis, incorporados nos microrganismos e nos seus resíduos biológicos, ou presos nas estruturas cristalinas dos minerais primários ou secundários (SANTOS, G.; 2005).

O comportamento dos metais no solo e na água é extremamente complexo. A precipitação e solubilização; sorção, troca iônica; complexação, quelação e diluição são os principais mecanismos que influenciam a mobilidade dos metais. Tem como principais fatores que influenciam a mobilidade dos metais, o pH, O potencial oxirredução, a atividade microbiológica e a química do solo, em tais casos, cada metal reage de forma distinta no solo e na água (BERNARDI FILHO, 2005). A esse respeito, nem todas as propriedades do solo tem influência igual sobre a disponibilidade e mobilidade de um determinado metal. Para cada metal é, por conseguinte, importante conhecer a propriedade dominante do solo que controlará o comportamento do metal em determinado solo (ZOVKO; ROMIC, 2011).

Ao estudar o transporte de contaminantes em meios porosos do Aterro de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Catas Altas em Minas

Gerais, Lange et al. (2002) observaram um expressivo potencial de retenção de metais pesados nos solos da área em estudo, em particular o cromo.

Dentre as possíveis formas de contaminação, ressalta-se a ocasionada pela infiltração de metais em solução, neste caso, esses contaminantes tem origem nos líquidos percolados, em se tratando de aterros de resíduos sólidos (LANGE et al., 2002). Além disso, esse autor coloca que podem ocorrer ao mesmo tempo a interação de metais com solos, sendo muito complexa, dado que a complexação de substâncias húmicas da fração orgânica do solo, a adsorção e a troca iônica de argilo minerais, as reações com ânions insolubilizados presentes no solo.

Rodrigues e Taioli (2003) verificaram a alteração da qualidade do solo que serve como base para a disposição e cobertura de resíduos gerados no município de Ilhabela em São Paulo e através da comparação entre solos impactados do lixão e testes laboratoriais de adsorção realizados em solos não impactados analisaram o comportamento geoquímico dos metais Mn, Ba, Ni, Pb e Zn na célula de resíduos. Observaram que os solos tiveram contato com chorume apresentaram enriquecimento pelos íons Pb, Ni e Zn, não obstante, mostraram concentrações de Ba e Mn inferiores aos encontrados no solo de referência. Os testes de adsorção permitiram maior compreensão dos mecanismos de adsorção de metais no solo de cobertura, podendo ser observado que a partir do sétimo dia de contato entre o solo e o chorume, os valores das concentrações de metais adsorvidos tendem a se estabilizarem.

As atividades industriais e agrícolas apresentam-se como maiores geradoras de resíduos perigosos e, por isso, podem ter como resultado a contaminação ambiental por metais pesados, quando descarregados na atmosfera, nos ambientes terrestres e aquáticos. Cabe ressaltar, que a contaminação do lençol freático por metais pesados é uma das mais importantes preocupações ambientais atualmente, pois traz danos à saúde humana e ao meio ambiente (BARROS et al., 2012).

No solo, por ser um compartimento de acúmulo, a determinação das quantidades de metais pesados em movimento no solo refere-se não somente às propriedades físico-químicas do íon metálico, assim também às propriedades químicas e físicas de cada tipo de solo. Tal movimentação está condicionada pelos atributos do solo, como matéria orgânica, pH e conteúdo e tipo de argila (CAMPOS,

2010). Ainda, segundo o autor, a distribuição de metais pesados no solo depende das fontes de contaminação, devido serem encontrados valores elevados de metais pesados nos horizontes superficiais em solos afetados por ações antropogênicas.

O aumento na adsorção de metais à superfície das partículas dos solos é desejável, devido ser uma forma de reduzir a mobilidade dos mesmos no perfil do solo e seus impactos ambientais (PIERANGELI et al., 2009).

O problema associado à contaminação do solo, da água e do ar por metais pesados torna-se um motivo de preocupação no mundo. Os metais pesados podem ser percolados através do chorume, que se dissolve na água da chuva, tornando-se um dos fatores que limitam a disposição de resíduos orgânicos sobre o solo, pois a migração desde a superfície da área até o lenço freático pode transportar determinados compostos químicos e agentes biológicos, conseqüentemente poluindo os mananciais de águas superficiais e subterrâneas (CARVALHO et al., 2006).

Os contaminantes presentes no percolado são também derivados dos resíduos depositados e devido à destinação inadequada, em muitos casos, o percolado é drenado nas proximidades do aterro de disposição final, ocasionando riscos de poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas (SCHUELER; MAHLER, 2007).

O grau de mobilidade, biodisponibilidade e atividade dos metais pesados dependerão de diversos fatores, como: pH, temperatura, CTC, potencial redox, competição com outros metais, ligação com ânions e a composição e força iônica da solução do solo (OLIVEIRA; COSTA; CRUZ, 1998).

4.3.1 Metais estudados

Dentre os metais pesados, podem ser citados o cádmio, cromo, manganês, chumbo, mercúrio e zinco como os elementos mais estudados pelos seus efeitos na saúde e no meio ambiente. Neste estudo foram delimitados os metais manganês (Mn), chumbo (Pb), cádmio (Cd), zinco (Zn) e alumínio (Al) por serem normalmente associados à contaminação da água e do solo, cujas principais características são abordadas a seguir:

- Manganês

O manganês pode ser encontrado na atmosfera na forma de partículas em suspensão, resultantes de emissões industriais e vulcânicas e erosão do solo. No solo, pode ser transportado para o ar pelo material particulado contendo Mn. Em relação à água, ocorre nas formas suspensa e dissolvida, variando conforme pH e potencial redox. O manganês e seus compostos são usados na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas, pilhas, palitos de fósforo, baterias, vidros, oxidantes para limpeza, fertilizantes, vernizes, suplementos veterinários, entre outros usos. Ocorre naturalmente na água superficial e subterrânea, no entanto, as atividades antropogênicas são também responsáveis pela contaminação da água (CETESB, 2014).

O sistema respiratório é a principal via de introdução e absorção desse elemento nos seres humanos, ocorrendo em exposições ocupacionais. Os sintomas dos danos provocados pelo manganês no sistema nervoso central podem ser distúrbios do sono, dores musculares, tremor, psicose maníaco-depressiva e síndrome parecida com o Parkinsonismo (CETESB, 2014).

O manganês é relativamente móvel em meios do solo e sua mobilidade é especialmente afetada pelo pH do solo. Todos os compostos de Mn são componentes importantes do solo, porque este elemento é essencial para a nutrição da planta, além de controlar o comportamento de outros micronutrientes. A maioria das plantas são afetadas por um teor de manganês acima de 400 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS, 2011).

- Chumbo

O chumbo é um metal cinza-azulado que ocorre naturalmente em pequenas quantidades na crosta terrestre, podendo ser encontrado em diversos locais no meio ambiente. É liberado pela atividade humana por queima de combustíveis fósseis, mineração e fabricação de baterias. Os principais usos e aplicações para o chumbo são no setor industrial, como por exemplo, na fabricação de tintas, baterias, inseticidas, ligas metálicas esmaltes e vidros. O chumbo existe na forma inorgânica,

podendo ser encontrado em pintura antiga, solo e outros produtos e na forma orgânica, que pode ser mais tóxico que o chumbo inorgânico. E, por causar problemas de saúde, o chumbo em tintas, produtos cerâmicos, dentre outros, foram reduzidos em sua composição nos últimos anos (ATSDR, 2007).

A concentração natural de chumbo no solo varia de 10 a 20 mg kg⁻¹ e como pode ser observado em outros tipos de metais pesados, o Pb também ocorre naturalmente no solo e depende do material de origem. Sua habilidade em deslocar elementos como Ca, K, S e Ba em minerais e sítios de adsorção, deve-se a sua semelhança com os metais alcalino terrosos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000), atribuindo-lhe a característica de ser um dos metais pesados menos móveis e que se acumulam nos horizontes superficiais naturalmente (CARVALHO, 2006). De maneira geral, estudos de mobilidade tem demonstrado que o chumbo apresenta baixa mobilidade, acumulando-se nas camadas superficiais do solo (OLIVEIRA; COSTA; CRUZ, 1998).

O teor de chumbo no solo é influenciado por atividades antropogênicas, como também pelo transporte do metal pelo ar. Destaca-se que tanto a deposição úmida quanto a seca são vias de contaminação. O comportamento deste metal no solo depende da granulometria, do pH, do tipo de argilomineral e/ou oxiidróxidos de Fe, Mn e Al e do teor de matéria orgânica (KABATA-PENDIAS, 2011). Segundo Melo et al. (2008), a distribuição dos metais entre frações do solo é influenciada pelo tempo de contato e pH. A presença do metal na água ocorre por deposição atmosférica ou lixiviação do solo. Na água potável pode estar presente como resultado de sua dissolução a partir de fontes naturais através de tubulações, soldas, conexões e acessórios contendo chumbo, que por sua vez podem ser encontrados no encanamento de edifícios antigos. A quantidade de Pb dissolvido por encanamentos depende de alguns fatores, como presença de oxigênio e cloro dissolvido, temperatura, pH, dureza da água, tempo de permanência da água na tubulação (CETESB, 2012).

Os efeitos do Pb na saúde humana dependem da intensidade, duração e conforme o nível de exposição pode resultar em uma série de efeitos tóxicos, como hematológicos, neurológicos, psicológicos, renais, mutagenicidade e sobre o sistema nervoso central e reprodução são exemplos do efeito cumulativo no organismo

(PAOLIELLO; CHASIN, 2001). Geralmente entra no corpo através de ingestão ou inalação, podendo afetar quase todos os órgãos e sistema nervoso. Exposições elevadas podem causar danos nos rins, cerebrais, aborto e morte (ATSDR, 2007). Os efeitos no sistema nervoso e funções renais são a partir de $0,03 \text{ mg dL}^{-1}$ e possibilidade de partos prematuros e de nascimento de bebês com baixo peso é a partir $0,01 \text{ mg dL}^{-1}$ (ATSDR, 1999a).

No caso das plantas, o chumbo pode inibir o crescimento celular quando concentrações altas são absorvidas, ainda que em solos muito contaminados, não tenham sido observados efeitos fitotóxicos em concentrações de até 200 mg L^{-1} de chumbo solúvel acrescentado ao solo (AL-WABEL et al., 1998).

- Cádmio

O cádmio é um metal de transição e alguns sais de cádmio são solúveis em água, tais como sulfato de cádmio, cloreto de cádmio e nitrato de cádmio. Normalmente é encontrado como mineral combinado com outros elementos, como oxigênio, enxofre ou cloro. Este metal apresenta resistência à corrosão, sendo utilizado em baterias, plástico, pigmentos e revestimentos de metal. O Cd penetra no solo, na água e no ar pela mineração, indústria e queima de carvão e resíduos domésticos (ATSDR, 2008).

O seu conteúdo na crosta terrestre situa-se em torno de $0,1$ a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (ATSDR, 2012). Regulado pela textura dos solos esses teores podem variar entre $0,01$ a $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos arenosos e $0,2$ a $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos argilosos. A solubilidade de cádmio está intimamente relacionada com a acidez da solução do solo (KABATA-PENDIAS, 2010). Em solos não contaminados, o teor na rocha de origem governa a concentração de cádmio por fontes antropogênicas (CARVALHO, 2006).

O Cd pode entrar no organismo por inalação, ingestão ou contato com a pele. A inalação pode causar danos aos pulmões e a ingestão de alimentos ou água potável contendo altas concentrações de cádmio irrita severamente o estômago. A exposição em longo prazo pode ocasionar doença renal, ossos frágeis e segundo algumas organizações que consideram o cádmio capaz de causar danos genéticos

(ATSDR, 2008). Os efeitos à exposição prolongada através da inalação (a partir de 5 mg m⁻³ por um período de oito horas são: pneumonites aguda com edema pulmonar. Em caso de ingestão de 16 mg de cádmio por litro de água: irritação estomacal, diarreia e indução ao vômito e exposição prolongada através de ingestão de sais solúveis de cádmio (a partir de 2,0 mg/kg/dia durante 70 anos): gastroenterite grave e acúmulo de cádmio nos rins (ATSDR, 1999b).

Geralmente, o cádmio encontra-se associado à contaminação, poluição e toxicidade. Este metal é considerado um elemento-traço potencialmente tóxico para homens, animais e plantas (CHAVES; SOUZA; CHAVES; TITO, 2009). Devido este elemento ser bastante tóxico, interferindo vigorosamente no metabolismo da planta e na biossíntese dos sistemas de transporte de íons, não se pode esperar muito tempo para efetuar a avaliação da absorção (SCHEREN et al., 2013).

Embora o cádmio não seja um elemento essencial aos vegetais, sua semelhança com o zinco lhe garante qualidades, como a translocação e facilidade de absorção, este fato deve-se a sua capacidade de movimentação. Para Kabata-Pendias e Pendias (1985) concentrações entre 5-30 mg kg⁻¹ na matéria seca da parte aérea das plantas são consideradas como tóxicas para a maioria das espécies.

Os diferentes resultados encontrados na literatura relacionados ao efeito dos atributos dos solos sobre a adsorção de cádmio, se devem as diferenças na natureza dos constituintes orgânicos e minerais e na composição da solução do solo, determinando o comportamento dos metais (ALLEONI et al., 2005).

A alta mobilidade é atribuída ao fato de o Cd ser adsorvido fracamente pela matéria orgânica, argilominerais e óxidos, em pH inferior a 6,0 (MCBRIDE, 1994). Essa última característica torna-se quimicamente muito importante, haja vista que a maioria dos solos brasileiros tem acidez na faixa de pH 4 a 5 (CARVALHO, 2006).

- Zinco

O zinco ocorre na crosta terrestre em uma concentração de 70 mg kg⁻¹ e seus principais usos e aplicações são em revestimento de ferro, fertilizante e produção de cimento. A mobilidade do zinco no solo é determinada pela solubilidade do

composto, pH, salinidade, concentração de zinco e capacidade de troca catiônica. Os efeitos adversos no corpo humano, quando superior à 72g são vômitos, diarreia e outras irritações gastrointestinais (SCHUELER, 2005). Os valores estabelecidos pela Cetesb para os solos de São Paulo são de até 0,06 g kg⁻¹ como referência e 0,3 g kg⁻¹ como alerta. Quanto às plantas, pode vir a ser tóxico em concentrações acima de 10 mg L⁻¹ (PAGANINI; SOUZA; BOCCHIGLIERI, 2004).

O teor natural de zinco presente em solos depende diretamente da sua concentração na rocha de origem, além de depender de fatores como pH e conteúdo de matéria orgânica (CARVALHO, 2006). Em solos com teores de zinco abaixo de 10 a 20 mg kg⁻¹ são considerados deficientes, enquanto aqueles com níveis entre 25 a 150 mg kg⁻¹ apresentam o metal em quantidades ideais à nutrição das plantas.

Ressalta-se que uma enorme quantidade de zinco pode ser fixada na fração orgânica do solo, e ainda pode ser temporariamente imobilizado nos microrganismos quando se adiciona matéria orgânica ao solo (PAGANINI; SOUZA; BOCCHIGLIERI, 2004). A forma iônica é a mais comum do zinco e, pelo fato de ser fortemente retido pela matéria orgânica e pelas argilas, torna-se praticamente imóvel no solo (SIMÃO; SIQUEIRA, 2001).

O zinco é muito móvel durante os processos de intemperismo e seus compostos solúveis são facilmente precipitados por reações com carbonatos (KABATA-PENDIAS, 2011). O zinco na água é distribuído para sedimentos por adsorção sobre o ferro e óxidos de manganês, materiais orgânicos e argila mineral. Assim, a eficiência desses materiais na remoção do zinco de soluções, varia conforme suas concentrações no meio, pH, potencial redox, capacidade de troca catiônica, natureza e concentração dos complexos ligantes, salinidade e concentração de zinco (SCHUELER, 2005).

- Alumínio

O alumínio é o metal mais abundante no solo, devido a maioria dos minerais primários e secundários das rochas formadas pelo intemperismo serem os aluminossilicatos, caso decompostos pela água carregada de gás carbônico, liberam o alumínio na forma trocável (Al³⁺). Representando um fator limitante de crescimento

para as plantas, por sua toxicidade ser considerada um dos mais importantes problemas de toxicidade de metais em solos ácidos com pH abaixo de 5,0, sendo o pH o principal fator que controla a sua disponibilidade no solo (MIGUEL et al., 2010). Assim, a presença do alumínio diminui o crescimento e o desenvolvimento das raízes e reduz a absorção de nutrientes, sendo desfavorável para o desenvolvimento de plantas sensíveis a esse elemento. O Al^{3+} é considerado um dos componentes com maior relevância da acidez potencial do solo, por reagirem com água, liberando íons H^+ (ECHART; CAVALLI-MOLINA, 2001). Em ambientes ácidos, aumenta sua solubilidade e se torna tóxico para espécies aquáticas e terrestres (KABATA-PENDIAS, 2011). O alumínio é liberado no meio ambiente por processos naturais de erupção vulcânica, erosão do solo e por ações antropogênicas. A principal fonte de obtenção do metal é a bauxita, que contém 55% de óxido de Al (CARVALHO, 2006).

Além de emissões atmosféricas, o alumínio atinge a atmosfera por emissões antropogênicas em função de seu uso em indústrias. O óxido de alumínio é o componente de diversos tipos de vidros e os compostos de alumínio são utilizados como catalisadores na fabricação de plásticos (GARCIA; GIODA; NASCIMENTO, 1997). Conforme suas propriedades, o Al é utilizado em diferentes setores industriais, incluindo: metalúrgico, elétricos e químicos. Seus compostos são utilizados na fabricação de papel, purificação de água, preservação da madeira, dentre outros. O alumínio também pode ser utilizado como inibidor de corrosão, acelerador de cimento e tem diversas outras aplicações (KABATA-PENDIAS, 2011).

O alumínio não é um elemento essencial ao corpo humano, sendo importante no efeito tóxico e cumulativo que provoca em pacientes com insuficiência renal crônica (GARCIA; GIODA; NASCIMENTO, 1997), que enfrentam uma série de problemas, por não conseguirem excretar o alumínio absorvido (EAA, 2011). Em sua maioria, a ingestão do alumínio provém da alimentação, através de alimentos contaminados por alumínio, água e alimentos industrializados que possuem o Al como conservante e/ou corante (FERREIRA et al., 2008). A Organização Mundial de Saúde-WHO (1997) estabelece que a concentração máxima de alumínio em águas para ingestão deve ser inferior a $200mg L^{-1}$.

O principal efeito de níveis tóxicos de alumínio é a redução da taxa de crescimento radicular de plantas sensíveis, afetando o alongamento e a divisão

celular. Essa restrição diminui a capacidade da planta para obter nutrientes e água do subsolo, devido ao enraizamento superficial, com isso tornando-a menos produtiva e mais susceptível à seca (FERREIRA; MOREIRA; RASSINI, 2006). Importante notar que a deficiência de nutrientes essenciais ou combinações que afetem a disponibilidade deles provocam distúrbios no metabolismo, podendo ser evidenciados em anormalidades nos vegetais. Um fator relevante é a alta solubilidade de metais pesados e o alumínio se avoluma por prevalecer nas soluções presentes nesse tipo de ambiente e toxidez aos vegetais, em solos ácidos (MIGUEL et al., 2010).

4.4 Poluição e contaminação do meio ambiente

Os problemas ambientais foram assimilados à noção de poluição, desde que o conceito de ambiente foi sendo associado à ideia de qualidade de vida, e não mais somente como recurso natural (SÁNCHEZ, 2006).

A Lei Federal nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, poluição é definida como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Sánchez (2006) relata que a poluição é uma condição do entorno dos seres vivos (ar, água e solo) tal qual pode causar danos. As causas da poluição são atividades humanas que, no sentido etimológico, “sujam” o ambiente, assim sendo, estas atividades devem ser controladas para evitar ou reduzir a poluição (SÁNCHEZ, 2006).

Os termos contaminação e poluição têm sido empregados na literatura com mesma definição, entretanto, possuem significados diferentes. Diversas

interpretações para contaminação e poluição foram propostas. Alguns autores sugerem o emprego do termo contaminação em situações em que uma substância perigosa é inserida no ambiente por ações antrópicas, sem causar danos óbvios, e com isso conferindo o termo poluição para situações onde a introdução dessas substâncias perigosas acarreta efeitos danosos aparentes ao ambiente, como por exemplo, degradação do solo e toxicidade (SANTOS, G.; 2005).

Para Costa (2007), entende-se por contaminação do solo a adição de compostos químicos que modificam as características naturais do solo, limitando seu uso e degradando a qualidade das águas (subterrâneas e superficiais), e assim constituindo um risco para a saúde pública. A contaminação do solo pode ocorrer por causa de diversos tipos de despejo, com diferentes objetivos, situações e resíduos. A seguir são citadas algumas situações que podem causar a contaminação do solo:

- Poluição do solo rural, devido ao emprego de fertilizantes sintéticos e defensivos;
- Despejo de águas residuárias no solo, podendo se caracterizar por um possível sistema de tratamento ou como método apropriado de disposição final;
- Poluição do solo urbano, proveniente dos resíduos gerados pelas atividades econômicas que são típicas das cidades, como a indústria, os serviços e comércio, além dos provenientes do elevado número de residências presentes em áreas relativamente restritas;
- Poluição do solo provocada por resíduos industriais e seus respectivos efluentes, podendo ser citados aqui os óleos, detergentes, pesticidas, solventes, hidrocarbonetos aromáticos, além de demais resíduos perigosos (MONDELLI, 2008).

Os contaminantes provenientes da disposição de resíduos infiltram-se através da superfície natural do solo, podendo influenciar as propriedades fundamentais dos solos. Destarte, a propriedade de interesse mais importante é permeabilidade (MONDELLI, 2004). Para Jesus (2012) a permeabilidade do solo pode ser entendida como a maior ou menor facilidade que um fluido encontra para percolar um maciço,

além de ser um parâmetro fundamental para entendimento do processo de contaminação e poluição do solo. Visto que esta é uma das principais propriedades do solo que regem a movimentação das águas subterrâneas e, por conseguinte uma possível pluma de contaminação.

Para o estudo da contaminação, visando eliminar ou reduzir os impactos ambientais decorrentes de contaminações, é fundamental que haja o reconhecimento da contaminação, a avaliação dos seus riscos ao homem e ao meio ambiente, e, finalmente, o controle da situação, através da remediação e monitoramento da contaminação. Esses procedimentos devem ser tomados a fim de sanar o problema da poluição de solos e águas. Quanto mais cedo forem tomadas as devidas providências, maiores as chances de recuperação dos terrenos (GERARDI; CARVALHO, 2006).

4.5 Gestão de fechamento de área de disposição final

Atualmente, o número crescente de aterros de resíduos sólidos urbanos desativados, em desativação ou em processo de remediação preocupa no que se refere ao uso futuro dessas áreas e sua recuperação para benefício da população, que deve ser compensada, devido aos prejuízos ocorridos durante a operação do aterro (ANDRADE; MAHLER, 2000). Assim como a maioria dos outros países, a legislação brasileira exige que áreas degradadas por atividade antrópicas devam ser remediadas, para minimizar a interferência ambiental e restaurar essas áreas (LONDE; BITAR, 2011).

Ao longo das últimas décadas, a preocupação de conhecer melhor os aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos se tornam cada vez maior, por causa do volume de resíduos e como estão sendo dispostos de forma incorreta, mas também às possíveis influências desse tipo de ambiente para as áreas próximas, à proporção que esses aterros têm suas atividades encerradas (LONDE; BITAR, 2011). Não obstante, a inexistência de um modelo apropriado de gestão para os resíduos sólidos urbanos nas prefeituras municipais tem ocasionado problemas, comprometendo a qualidade de vida da população e o meio ambiente (DORES, 2007).

O gerenciamento de áreas contaminadas visa minimizar os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente, por meio de um conjunto de medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos impactos por elas causados, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequada (GLOEDEN, 1999).

4.5.1 Encerramento de áreas de disposição de resíduos sólidos

Um fato relevante foi a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e em seu Artigo 1º dispõe sobre seus princípios, objetivos e instrumentos. Um dos principais aspectos desta lei refere-se ao encerramento da utilização de aterros a céu aberto (lixão), que deverá ser encerrado até o ano de 2014. De acordo com a Lei 12.305 de agosto de 2010, no Artigo 54º “A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no § 1º do art. 9º, deverá ser implantada em até quatro anos após a data de publicação desta Lei”.

A recuperação ambiental de uma área utilizada como destino final de resíduos ocorre a partir do encerramento de suas atividades operacionais com a interrupção da disposição de resíduos. De acordo com Jorge, Baptisti e Gonçalves (2004) um aterro sanitário somente pode ser considerado encerrado quando estiver estabilizado, tanto no aspecto geotécnico como bioquímico, com a área recuperada e apta para nova ocupação e aproveitamento. Ainda segundo esse autor após o encerramento das atividades de disposição dos resíduos, os processos bioquímicos continuam a gerar gases e percolados e os maciços a apresentar elevadas deformações verticais e horizontais.

A desativação de áreas ocupadas por lixões é feita, diversas vezes, sem critérios técnicos, ocasionando apenas o encerramento da disposição de resíduos sólidos no local, fechamento e abandono da área. Nesse caso, a geração de gases, chorume e odores continuam havendo atividade biológica no interior do maciço de resíduos, podendo causar poluição do ar e das águas, problemas de instabilidade no terreno e degradação do solo. Por isso, os municípios devem buscar técnicas que minimizem os impactos ambientais (LANZA et al., 2010). A autora elucida que

algumas técnicas para o encerramento de uma área degradada podem ser utilizadas, como a remoção dos resíduos, a recuperação simples, a recuperação parcial, a recuperação de um lixão como aterro controlado temporário e a recuperação como aterro sanitário. Cabe destacar, qualquer alternativa técnica adotada para encerramento de um lixão, o tempo e os recursos técnicos e econômicos são proporcionais ao grau de comprometimento da área e à correta destinação dos resíduos sólidos urbanos realizada pelo município. Para Alves (2010), a impermeabilização, cobertura final dos resíduos, drenagem de gases e percolados e monitoramento ambiental e geotécnico devem ser considerados na fase de encerramento.

Neppi, Manca e Beli (2010) em sua pesquisa sobre plano de fechamento do aterro em valas do município de Santo Antônio do Jardim em São Paulo, concluíram que existem valores acima do permitido para alguns metais apenas no solo, devido ao nível de água não ter sido encontrado. Além disso, esse autor conclui que após o fechamento do aterro nenhuma atividade poderá ser desenvolvida no local, devendo ser colocado em prática o plano de monitoramento da área para sua completa recuperação (NEPPI; MANCA; BELI, 2010).

O encerramento das atividades dos lixões deve ser precedido de projetos de recuperação ambiental da área, além disso, deve ser realizado um monitoramento da qualidade do ar, das águas superficiais e subterrâneas, no decorrer do tempo que durar o processo de liberação de gases e/ou chorume (VAN ELK, 2007). Segundo a autora, as recomendações gerais para as ações corretivas para áreas degradadas por lixões que encerram atividades de disposição de resíduos são as seguintes:

- Delimitação da área, que deve ser cercada completamente para impedir a entrada de animais e pessoas;
- Realização de sondagens para definir a espessura da camada de lixo ao longo da área degradada;
- Limpeza da área de domínio;
- Movimentação e conformação da massa de lixo: os taludes devem ficar com declividade de 1:3 (V:H);
- Cobertura final dos resíduos expostos com uma camada de solo argiloso de 0,50m de espessura e uma camada de solo vegetal de 0,60m de espessura sobre a camada de argila;
- Promoção do plantio de espécies nativas de raízes curtas, preferencialmente gramíneas.

Dores (2007) em sua pesquisa sobre a experiência do processo de encerramento do aterro desativado do município de Mogi Mirim em São Paulo observou que após a realização das ações de correção do local de disposição final, os problemas ambientais detectados foram minimizados, entretanto, faz-se necessário o acompanhamento por um longo período, de maneira a eliminar os impactos.

4.5.2 Monitoramento ambiental e geotécnico

O gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, quando não realizado de forma adequada, gera uma série de impactos ambientais que pode afetar não somente o ambiente físico e o ecossistema local, mas também a população residente nas proximidades dessas áreas.

O monitoramento tem como objetivo o acompanhamento do comportamento mecânico e o desempenho ambiental do aterro, de maneira a permitir a identificação de possíveis alterações em tempo hábil, neste caso possibilitando a aplicação de medidas preventivas e corretivas se necessárias, tal como assinalado por Jorge, Baptisti e Gonçalves (2004).

Detectar possíveis danos ambientais que o resíduo sólido pode causar ao meio ambiente, quando disposto de forma inadequada pode causar agravos irreversíveis ao mesmo, prejudicando a qualidade de vida das populações que vivem no entorno de áreas de disposição inadequada. Por isso, ao analisar as características ambientais e físicas de uma área de estudo e ponderar sobre processos relacionados à gestão do resíduo e como interferem no sistema local, pode-se ter um panorama da qualidade ambiental (FERNANDES et al., 2012).

Os monitoramentos geotécnico e ambiental de um aterro sanitário encerrado são realizados por meio dos resultados das observações de campo, da análise da instrumentação instalada e das análises físico-químicas e microbiológicas em amostras de águas superficiais e subterrâneas, e em amostras de chorume. São monitoradas ainda as condições de qualidade dos solos e do ar (JORGE; BAPTISTI; GONÇALVES, 2004).

Segundo Jorge, Baptisti e Gonçalves (2004) o monitoramento ambiental após o encerramento de um aterro de resíduo sólido urbano visa identificar alterações nos padrões de qualidade ambiental das águas subterrâneas e superficiais e dos solos decorrentes da implantação e do período de operação do aterro.

Os gases e percolados, ar e cobertura vegetal e a qualidade das águas superficiais e subterrâneas devem ser monitorados nesta etapa. Enquanto a drenagem dos gases e percolados deve ser efetuada tanto durante a operação quanto após o encerramento das atividades no aterro sanitário, de modo a evitar problemas de poluição e instabilidade dos taludes (ALVES, 2010).

Outra etapa importante é o monitoramento geotécnico e tem como objetivo “analisar o comportamento deformacional do maciço e identificar feições de degradação, de instabilidade e de situações de risco quanto à perda ou redução da estabilidade global do maciço e de seus taludes” (JORGE; BAPTISTI; GONÇALVES, 2004).

4.5.3 Recuperação

As áreas de disposição do lixo, quando desativadas, encontram-se degradadas, sendo necessária a elaboração de um plano de recuperação e monitoramento ao longo dos anos para se avaliar a sua evolução (BELI et al., 2005). A proposta para recuperação ambiental e o projeto de aproveitamento da área devem ser apresentadas em um Projeto de Encerramento do Aterro, sendo definidos os procedimentos para manutenção e conservação, assim, integrados a um programa de monitoramento e controle ambiental e geotécnico do aterro (JORGE; BAPTISTI; GONÇALVES, 2004).

A etapa inicial de recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos corresponde à avaliação das condições de comprometimento ambiental do local, através de análises das águas subterrâneas e superficiais e de sondagens para conhecimento do estágio de decomposição dos resíduos e das condições de estabilidade e permeabilidade do solo, buscando determinar as vias de transporte dos contaminantes e riscos ambientais à população e ecologia (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005).

Assim, técnicas de remediação consistem na elaboração de um bom projeto de caracterização da área estabelece restrição de acesso ao local, restrições de uso da água e restrições de uso e ocupação do solo. Neste caso, quando o local for isolado e regulamentado as restrições de uso do solo e das águas, a área pode ser considerada pronta para receber as intervenções necessárias à remediação que passa pelas técnicas de redistribuição, contenção por barreiras hidráulicas e físicas e descontaminação das águas subterrâneas (BISORDI; GONÇALVES; MILANO, 2004).

Nesta etapa devem ser monitorados os gases e percolados, a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, ar e cobertura vegetal (ALVES, 2010). Portanto, segundo essa mesma autora, o monitoramento dos gases tem o objetivo de detectar risco de explosões e migração de gases no interior do maciço de resíduos, podendo ocasionar problemas de instabilidade (ALVES, 2010). Gomes et al. (2012), ao discutir os pontos analisados e as concentrações de metano e de dióxido de carbono medidas, verificaram que o processo de biodegradação da matéria orgânica no lixão desativado no município de Juazeiro do Norte no Ceará encontra-se na fase de maturação que é caracterizada pela redução da taxa de geração de biogás.

4.6 Áreas contaminadas - Conceitos e classificação

Em virtude do gerenciamento de áreas contaminadas, faz-se necessário definir o significado do termo área contaminada, visando a adoção de procedimentos técnicos necessários ao estabelecimento efetivo de formas organizadas de controle destas áreas, bem como para definir as bases de uma legislação específica sobre o assunto (GLOEDEN, 1999).

Ainda segundo Gloeden (1999) área contaminada é definida como uma área, local ou terreno onde a poluição ou contaminação é comprovada, provocada pela introdução de substâncias ou resíduos, que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados seja de forma planejada, acidental ou natural. Os poluentes ou contaminantes se propagam por diferentes vias, como o solo, o ar e as águas subterrâneas e superficiais, desta forma alterando suas características naturais ou qualidades e determinando impactos negativos e/ou

riscos sobre os bens a proteger, podendo ser localizados na própria área ou no entorno. São exemplos de bens a proteger: a saúde e o bem-estar da população, a fauna e a flora, a qualidade do solo, das águas e do ar, as áreas de preservação ambiental, a ordenação territorial e planejamento regional e urbano e a segurança e ordem pública (CETESB; GTZ, 2001).

Ressalta-se que uma área é considerada contaminada quando, após uma investigação confirmatória, isto é, amostragem e análise química de solos ou das águas subterrâneas, são detectados valores de concentrações dos contaminantes superiores aos valores de intervenção estabelecidos pela CETESB por meio do Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo ou a presença de fase livre do contaminante (SOARES, 2008).

Para Ramires e Ribeiro (2011) uma área é classificada como contaminada, no momento em que os resultados das concentrações das substâncias químicas obtidas, no solo e na água subterrânea, se apresentarem superiores aos valores orientadores utilizados. Após a contaminação ser verificada, o próximo passo é a realização da investigação detalhada com avaliação de risco e posterior definição das medidas de recuperação. Estes valores orientadores podem ser definidos como a concentração de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a condição de qualidade de solo e de água subterrânea, sendo utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas (CETESB, 2005).

No Brasil, em 1999, o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas elaborado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) em colaboração com o Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) (CETESB; GTZ, 2001) estabelece a classificação das áreas contaminadas. Assim, a seguir serão listadas algumas definições para um melhor entendimento de áreas contaminadas:

- Área contaminada: é aquela onde há comprovadamente poluição causada por quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados,

armazenados, enterrados ou infiltrados, que causem impactos negativos sobre os bens a proteger;

- Área potencialmente contaminada (AP): é área onde há são ou formam desenvolvidas atividades que, por suas próprias características, podem acumular quantidades ou concentrações de matéria em condições que a tornem contaminada;
- Área suspeita de contaminação: é a área na qual, após a realização de uma avaliação preliminar, foram observadas indicações que induzem a suspeitar da presença de contaminação;
- Atividade potencialmente contaminadora: é aquela em que ocorre o manejo de substâncias cujas características físico-química, biológicas e toxicológicas podem acarretar danos aos bens a proteger, caso entrem em contato com os mesmos.

Recentemente promulgada, a Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, define área contaminada como o local onde há contaminação causada pela disposição, regular ou irregular, de quaisquer substâncias ou resíduos. Esta Lei conceituou área contaminada órfã como aquela cujos responsáveis não são identificáveis ou individualizáveis.

4.7 Gerenciamento de áreas contaminadas

O gerenciamento adequado aliado à disposição final dos resíduos sólidos urbanos são fatores essenciais para assegurar uma melhor qualidade da saúde pública, como também do meio ambiente (IWA, 2012).

A preocupação com a qualidade ambiental aumentava nos países desenvolvidos e mais industrializados, desde meados da década de 60, notadamente motivada por acidentes ambientais e casos de contaminação, como das águas e do ar, com isso ocasionou consequências graves sobre a saúde humana, as espécies de fauna e flora das áreas atingidas. A abrangência dessa preocupação limitou-se a regiões restritas, e mesmo assim foram desenvolvidas políticas públicas estabelecendo regras gerais para o uso dos recursos naturais (BARROS, 2011).

Na década de 70, o mundo industrializado começou a se conscientizar dos problemas causados por áreas como solo contaminado por produtos tóxicos e cancerígenos, após a ocorrência do acidente ambiental em *Love Canal* nos Estados Unidos, sendo o primeiro dano ambiental reconhecido pelas autoridades públicas. A ocorrência desta tragédia ambiental resultou em sérias consequências à saúde humana local oriundas da contaminação do solo de uma área utilizada pela indústria química como local de armazenamento de resíduos e de despejo de efluentes durante anos (EPA, 1979).

Policarpo (2008) comenta que no Brasil, a contaminação do solo, da água e do ar tem sido causa de preocupação por parte do governo e da sociedade há alguns anos. A poluição da água e do ar possui legislação definida, entretanto o problema da contaminação do solo vem recebendo atenção nos últimos anos.

Ramires e Ribeiro (2011) em seus estudos sobre a problemática relacionada à áreas contaminadas, concluíram que a degradação de áreas pela contaminação dos solos e das águas subterrâneas constitui um legado da industrialização. Resultado da ineficiência da política pública ambiental brasileira, devido à inexistência de legislação relativa ao controle da atividade industrial.

O processo de industrialização e urbanização brasileira está caracterizado por uma dinâmica de abandono e reuso de áreas, que podem representar histórico de desenvolvimento de atividades com potencial de contaminação dos solos e águas superficiais e subterrâneas, concentrados nos núcleos urbanos, o que faz dos municípios entes importantes para o gerenciamento desse tema, preferencialmente, compartilhado com os estados (BARROS, 2011).

Nos Estados Unidos, assim como na maioria dos países da União Européia são desenvolvidas políticas no sentido de solucionar os problemas provocados pela existência das áreas contaminadas. Na União Européia, os países mais desenvolvidos possuem uma estratégia de proteção de solos contaminados e, em sua maior parte, com uma abordagem sistemática de identificação dessas áreas (BRITO et al., 2003). E na Alemanha, Brito et al. (2003), citam que foram contabilizados 362.000 sítios potencialmente contaminados, enquanto na França o número estimado situa-se acima de 200 mil e na Holanda e Reino Unido serão 100 mil.

Magalhães (2000) ressalta em estudo realizado, que no Brasil, somente o Estado de São Paulo possui um melhor gerenciamento de áreas contaminadas, por meio de bancos de dados da CETESB e da Prefeitura de São Paulo. Constatando que os demais estados federativos do Brasil não têm acesso regular a ocorrências, números de registros e caracterizações de áreas contaminadas por resíduos perigosos. A autora aponta, em suas considerações, que a gestão de sítios contaminados no Brasil é incipiente, observando os pontos fracos em relação aos aspectos de gestão de outros países, o desconhecimento do número de áreas potencialmente contaminadas, suspeitas de contaminação e contaminadas, a falta de legislação ambiental pertinente, refletindo na forma ineficiente com a qual o governo federal, estadual e municipal tem tratado os casos.

Ao comentar sobre a gestão de áreas contaminadas, Barros (2011) coloca que a utilização e a incorporação das áreas contaminadas, situadas em zonas centrais e periféricas, sem a avaliação de risco e as devidas medidas de remediação ou de controle, pode ocasionar diversos riscos à saúde da população e ao meio ambiente. Do mesmo modo que uma área contaminada pode representar problemas como desvalorização do entorno, ocupação clandestina abandono, subutilização de terrenos, contribuindo para a sua degradação ambiental, paisagística e urbana.

Em 1986, objetivando limpar o solo e as águas subterrâneas tóxicas, a Environmental Protection Agency (EPA) formulou a primeira sequência de procedimentos de correção para uma área contaminada. Estas ações corretivas foram desenvolvidas em cinco fases, sendo a inicial uma vistoria e avaliação preliminar do sítio, passando pela proposição de técnicas de remediação até a implantação das medidas corretivas e estabilizadoras (BARTENFELDER, 1992).

Conforme Hassuda (2003), para investigar as áreas contaminadas é necessário compreender a magnitude da contaminação existente na área investida, delineando os meios para remediar e controlar a contaminação. Além de entender o meio físico, como hidrogeologia e geologia e compreender o comportamento do contaminante. A CETESB (2007) define dois processos que constituem a base do gerenciamento de áreas contaminadas: processo de identificação e processo de recuperação. O processo de identificação, de áreas contaminadas, objetiva localizá-las, sendo constituído por quatro etapas: Definição da região de interesse;

Identificação de áreas potencialmente contaminadas; Avaliação preliminar e Investigação confirmatória. O processo de recuperação de áreas contaminadas tem como objetivo a adoção de medidas corretivas nessas áreas que possibilitem recuperá-las para um uso compatível com as metas estabelecidas a ser atingidas após a intervenção, tal processo é constituído por seis etapas: Investigação detalhada; Avaliação de risco; Investigação para remediação; Projeto de remediação; Remediação e Monitoramento.

4.7.1 Definição da região de interesse

Esta etapa marca o início do gerenciamento de Áreas Contaminadas (ACs), sendo definidos os limites da região a ser abrangidos pelo gerenciamento e estabelecidos os objetivos principais a serem alcançados, considerando os principais bens, como solo e água, a proteger. Após a região de interesse ser definida, os bens a proteger devem ser identificados, devido serem os principais elementos a serem considerados na avaliação dos riscos decorrentes da existência das áreas contaminadas. Dentre os bens a proteger, o solo e a água subterrânea são meios prioritários a serem considerados no gerenciamento de áreas contaminadas, sendo as principais vias de propagação de contaminantes para outros bens a proteger.

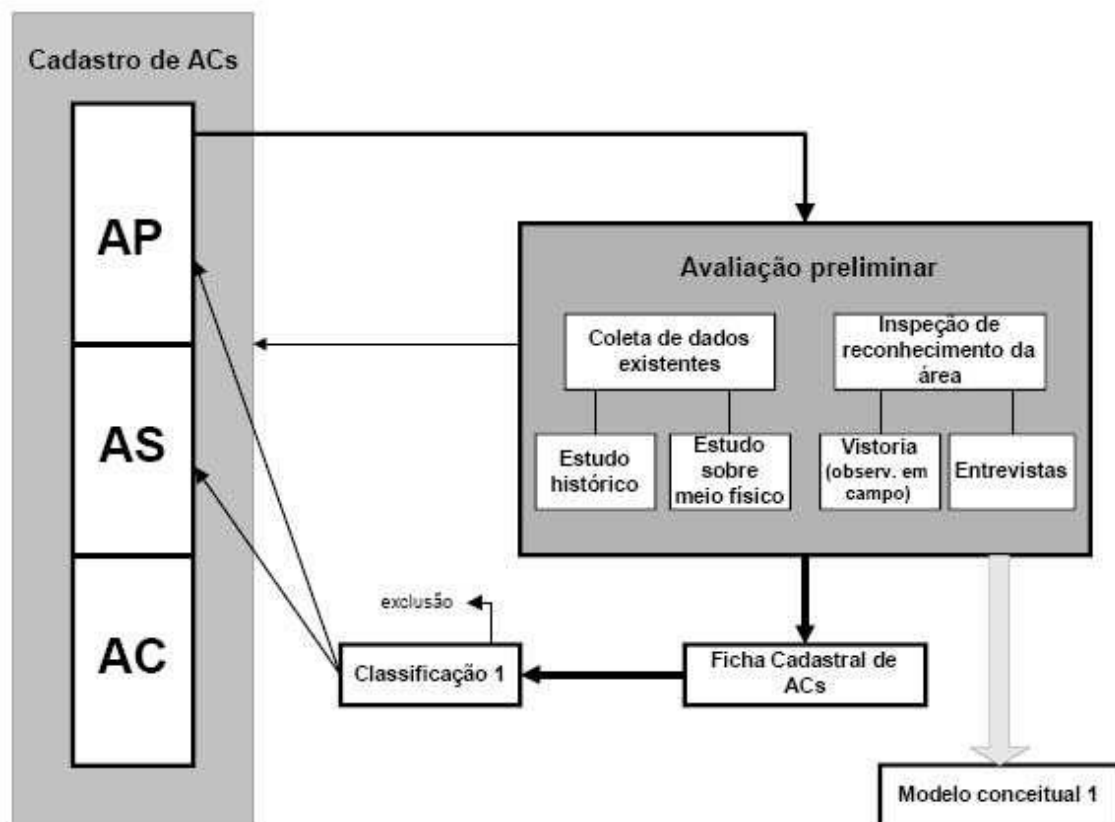
4.7.2 Identificação de áreas potencialmente contaminadas

As áreas existentes na região de interesse onde são ou foram manipuladas substâncias, cujas características físico-químicas, toxicológicas e biológicas possam causar danos ao solo e água são identificadas nesta etapa, devendo ser definidas quais são as atividades potencialmente contaminadoras existem na região de interesse.

4.7.3 Avaliação preliminar

Para a execução desta etapa, é necessária a elaboração de um diagnóstico inicial das áreas potencialmente contaminadas, identificadas na etapa anterior, que, só será possível realizando um levantamento de informações existentes e coletadas da área em inspeções de reconhecimento. Os resultados obtidos na avaliação destas informações poderão estabelecer uma nova classificação como Áreas Suspeitas de Contaminação (ASs), Áreas Contaminadas (ACs) ou Áreas Potencialmente Contaminadas (APs). A Ficha Cadastral de Áreas Contaminadas deve ser utilizada para levantamento de informações, tanto na coleta de dados existentes, quanto na realização de inspeção de reconhecimento da área. A sequência dos procedimentos da etapa de avaliação preliminar é ilustrada na figura 14.

Figura 14 – Fluxograma da etapa de avaliação preliminar



Fonte: CETESB, 2001.

4.7.4 Investigação confirmatória

Esta etapa encerra o processo de identificação de áreas contaminadas, tendo como principal objetivo confirmar ou não a existência de contaminação nas áreas suspeitas, identificadas na etapa de avaliação preliminar. A definição de uma área contaminada ou a comprovação da contaminação ocorrerá conforme a realização de análises específica, utilizando-se o conhecimento adquirido nas etapas anteriores e diferentes técnicas de investigação.

O processo de confirmação da contaminação consiste na tomada de amostras de água subterrânea e/ou solo para análises químicas. Neste caso, o número de amostras coletadas deve ser reduzido, mas suficiente para comprovar a contaminação. Caso um volume de solo precise ser caracterizado para verificação da existência de contaminantes, normalmente faz-se uso de amostras, que devem ser as mais representativas possíveis do material original ou área a ser caracterizada, devido à dificuldade em examinar todo o solo. Para coleta de solo para posterior análise de contaminantes, usa-se as seguintes recomendações das NBR 9604/1986:

Na elaboração de um plano de amostragem, devem ser definidos os meios a ser amostrados; número, profundidade e localização dos pontos de amostragem; parâmetros a serem analisados; técnicas e protocolos de amostragem, preparação de amostras e análises; número de campanhas de amostragem; valores-limite das concentrações dos contaminantes a ser considerados; plano de infra-estrutura e segurança dos trabalhadores e equipe de profissionais que participarão da execução dessa etapa. Os parâmetros a serem analisados devem ser escolhidos a partir das informações relativas aos contaminantes que podem ocorrer ou que ocorrem na área (CETESB; GTZ, 2001). Ainda segundo as normas propostas pela CETESB e GTZ (2001), as amostras coletadas deverão ser analisadas em campo e/ou em laboratórios capacitados, que utilizem metodologias analíticas compatíveis com as características das amostras, além de possuir equipamentos adequados para atender aos limites de detecção requeridos e realizar um controle de qualidade aceitável.

No monitoramento deve ser levado em conta a adequação dos programas existentes, os métodos e as freqüências de amostragem, a preservação das amostras e amostras duplicadas para eventual averiguação, e deve possibilitar discernir entre alterações ambientais decorrentes das emissões do empreendimento e alterações que tenham outras causas (CREPALDI, 2003).

4.8 Remediação

Diferentes termos são utilizados no Brasil para descrever os processos pelos quais uma área contaminada recebe intervenções, visando à contenção, ao isolamento, à remoção ou redução das concentrações dos contaminantes. Os termos recuperação de áreas contaminadas ou remediação de áreas contaminadas são comumente utilizados. O termo recuperação significa readquirir uma condição, enquanto remediação, utilizado internacionalmente em língua inglesa “remediation”, significa dar remédio, sanear, tornar uma área saudável, curar (CETESB, 1999).

Para The American Heritage Dictionary (2013) o termo remediation, na língua inglesa, refere-se ao ato ou processo de reparação de algo que é indesejável ou deficiente. Segundo Sánchez (1994) o conceito de remediação utilizado nos Estados Unidos é um conjunto de medidas com objetivo de limpeza de sítios degradados por atividade industrial, particularmente de disposição de resíduos tóxicos, que tenha causado a contaminação do solo ou do aquífero.

O termo remediação em determinadas ocasiões se confunde com recuperação. Gloeden (1999) e Sánchez (2001) discutiram as diferenças e aplicação destas terminologias, que segundo Gloeden (1999) podem ser empregadas quando determinarem medidas para compatibilizar o uso atual e futuro da área contaminada. Dentro deste contexto, a recuperação de áreas contaminadas seria todo o processo de aplicação de medidas corretivas, sendo estas necessárias para minimizar ou eliminar a contaminação, visando a utilização da área para um determinado uso, enquanto a remediação estaria relacionada a medidas de contenção ou isolamento da contaminação. Ao passo que Sánchez (2001) enfatiza a recuperação como medidas para eliminar ou reduzir a quantidade de substâncias nocivas presentes na água subterrânea ou no solo, no caso da remediação, esta estaria relacionada a

medidas para isolar os setores mais contaminados e remoção dos contaminantes a níveis seguros a saúde humana e ao ecossistema.

A CETESB (1999) define recuperação de uma área contaminada o processo de aplicação de medidas corretivas necessárias para isolar, minimizar ou eliminar a contaminação, tendo como finalidade a utilização dessa área para um determinado uso. Assim, para recuperar uma área contaminada pode-se escolher entre duas medidas: as áreas a que se destinam à compatibilização ao uso atual ou futuro da área contaminada ou medidas de remediação (CETESB, 1999).

Desta forma, o sistema de gerenciamento de áreas contaminadas da CETESB contempla uma etapa para a investigação e para remediação (selecionar dentre as várias opções de técnicas existentes aquelas mais apropriadas para o caso considerado) e em seguida um projeto de remediação (base técnica para o órgão gerenciador ou órgão de controle ambiental avaliar a possibilidade de autorizar ou não a implantação e operação dos sistemas de remediação propostas).

Contudo, a aplicação do termo remediação por vezes torna-se improcedente quando dependente do respaldo jurídico, visto que, até o momento, não existe lei específica no Brasil para remediação de sítios contaminados. Entretanto, o mesmo não ocorre com a especificação do termo recuperação na Constituição Federal de 1988, regulamentado pelo Decreto Federal 97.632/89 para projetos de mineração e denominado Plano de Recuperação de Áreas Degradadas. Nestas condições, a recuperação deve ser entendida como o resultado da aplicação de técnicas de manejo objetivando tornar a área adequada para um novo uso (ANJOS et al., 2012).

No entanto, com a implantação de protocolos específicos para os sítios contaminados no Estado de São Paulo, em especial o Manual para Gerenciamento de Áreas Contaminadas, os valores de referência de qualidade do solo e águas subterrâneas e a nova legislação implementada pela prefeitura de São Paulo para ocupação de lotes urbanos que dispõe de diretrizes e procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no Município, o Estado de São Paulo tornou-se o pioneiro na América do Sul por possuir mecanismos específicos e legais para a avaliação de sítios contaminados (SÁNCHEZ, 2001).

Em 2009, foi promulgada a Resolução CONAMA nº 420, que 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. Destaca-se que esta Resolução foi alterada em 30 de dezembro de 2013 pela Resolução CONAMA nº 460.

Após todas as etapas serem avaliadas e confirmando-se a possibilidade da existência de uma área contaminada com possível risco aos receptores, seja por qualquer tipo de atividade, existe um cronograma a ser seguido fornecido pela CETESB (2007), por meio do seu manual de gerenciamento de áreas contaminadas, para a implantação do processo de remediação do local para que o mesmo possa ser liberado para o uso, sendo eles:

- Investigação para remediação: selecionar, dentre as várias opções de técnicas existentes, aquelas, ou combinações destas, que são possíveis e legalmente permissíveis para o caso considerado. Devem ser levados em consideração os seguintes itens: levantamento das técnicas de remediação; elaboração do plano de investigação e execução de ensaios piloto em laboratório e em campo;
- Projeto de remediação: deve ser elaborado para ser utilizado como a base técnica para o órgão gerenciador ou órgão de controle ambiental avaliar a possibilidade de autorizar ou não a implantação e operação dos sistemas de remediação propostos. Dessa forma, o projeto de remediação deverá conter todas as informações sobre a área contaminada.
- Remediação: consiste na implementação de medidas que resultem no saneamento da área contaminada e/ou na contenção e isolamento dos contaminantes, de modo a atingir os objetivos aprovados a partir do projeto de remediação. O encerramento dessa etapa se dará após a anuência do órgão de controle ambiental, quando os níveis definidos no projeto de remediação forem atingidos.
- Monitoramento: durante as ações de remediação, a área deverá permanecer sob contínuo monitoramento, por período de tempo a ser definido pelo órgão de controle ambiental. Os resultados do monitoramento serão utilizados para verificar a eficiência da remediação, propiciando observar se os objetivos desta estão sendo atingidos ou não.

Após a avaliação e a conclusão de todas as etapas propostas, caberá ao órgão ambiental fazer a liberação ou não da área que passou por todo o processo acima proposto, desde a investigação até o monitoramento após a remediação. Cabe ressaltar que para a liberação da área, os valores alvos dos contaminantes presentes a serem atingidos são baseados ou em ações corretivas levando em consideração a análise de risco ou nos valores de referência previstos pela Resolução CONAMA 420/2009, para o caso do solo.

Neste contexto, as medidas de remediação podem ser divididas em dois tipos: medidas de contenção ou isolamento da contaminação e medidas para o tratamento dos meios contaminados, objetivando à eliminação ou redução dos níveis de contaminação a níveis aceitáveis ou previamente definidos. Destaca-se que deve ser considerado que medidas de contenção e tratamento podem ser adotadas conjuntamente (CETESB, 1999).

Para o planejamento da remediação em uma área contaminada, pode-se adotar três abordagens: mudança do uso definido da área para minimizar o risco, remoção ou destruição dos contaminantes para a eliminação do risco e redução da concentração dos contaminantes ou contenção desses para eliminar ou minimizar risco (USEPA, 1998).

A estratégia de remediação proposta para uma determinada área pode combinar essas três abordagens. Em geral, a aplicabilidade de um método de remediação depende de vários fatores, como, por exemplo, as características do meio contaminado, dos contaminantes, objetivos da remediação, localização da área, tempo e recursos disponíveis (CETESB, 1999).

4.8.1 Tecnologias de remediação de solos contaminados por metais pesados

A contaminação de solos e corpos hídricos com elementos e compostos químicos perigosos é considerada um sério problema ocasionado pela industrialização. Podendo ocorrer por disposição e derrame acidental ou proposital de resíduos provenientes de atividades agrícolas, industriais, domésticas ou por deposição na atmosfera, com isso modificam as características naturais do solo,

provocando impactos, além de limitar seus usos (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011).

Para Huang et al. (2005), as técnicas de remediação podem promover a descontaminação, mesmo que parcial, de uma área ou isolar o material contaminado de modo a evitar a dispersão dos poluentes.

Os projetos de remediação de solos contaminados objetivam impedir, reduzir ou eliminar a contaminação dos aquíferos subterrâneos, evitando o contato dos seres humanos com o contaminante e preservando o meio ambiente de uma forma geral. Com a denominação de técnica de remediação estão englobadas todas as técnicas que visam a recuperação de uma área contaminada, quer removendo o material contaminado, dificultando ou impedindo o caminho do contaminante através do solo ou diminuição ou eliminação do potencial tóxico do contaminante (SCHMIDT, 2010).

As tecnologias para tratamento de solos contaminados são um conjunto de etapas usadas no plano de remediação dos mesmos, sendo que muitas vezes não são aplicadas isoladamente, mas em combinação sequencial com outras, constituindo os chamados comboios de tratamento (treatment trains). Tais tecnologias classificam-se conforme critérios variados, como por exemplo: objetivo, estado de desenvolvimento localização do tratamento, processo principal, aplicação aos diferentes tipos de solo, aplicação às classes de resíduos contaminantes, destino final de resíduos contaminantes, etc (ALMEIDA, G., 2000).

A remediação de uma área contaminada pode ser feita de três maneiras, no local onde ocorreu a contaminação com remoção (on site) ou não do solo (in situ), ou fora do local onde ocorreu a contaminação recolhendo o material contaminado e tratando-o em uma planta de tratamento (ex situ), ou aplicando as duas simultaneamente (ANDRADE et al., 2011).

As tecnologias disponíveis para minimizar ou impedir o problema da contaminação de solos e águas subterrâneas, podem ser classificadas, por exemplo, pelo seu objetivo (contenção x tratamento), processo (físico, químico, biológico, termal), meio contaminado (ar, água ou solo), mecanismo operacional (recuperação de líquidos e vapores, imobilização, degradação), localização (in situ x ex situ) (Figura 15), entre outros. As referidas técnicas de contenção tem por objetivo

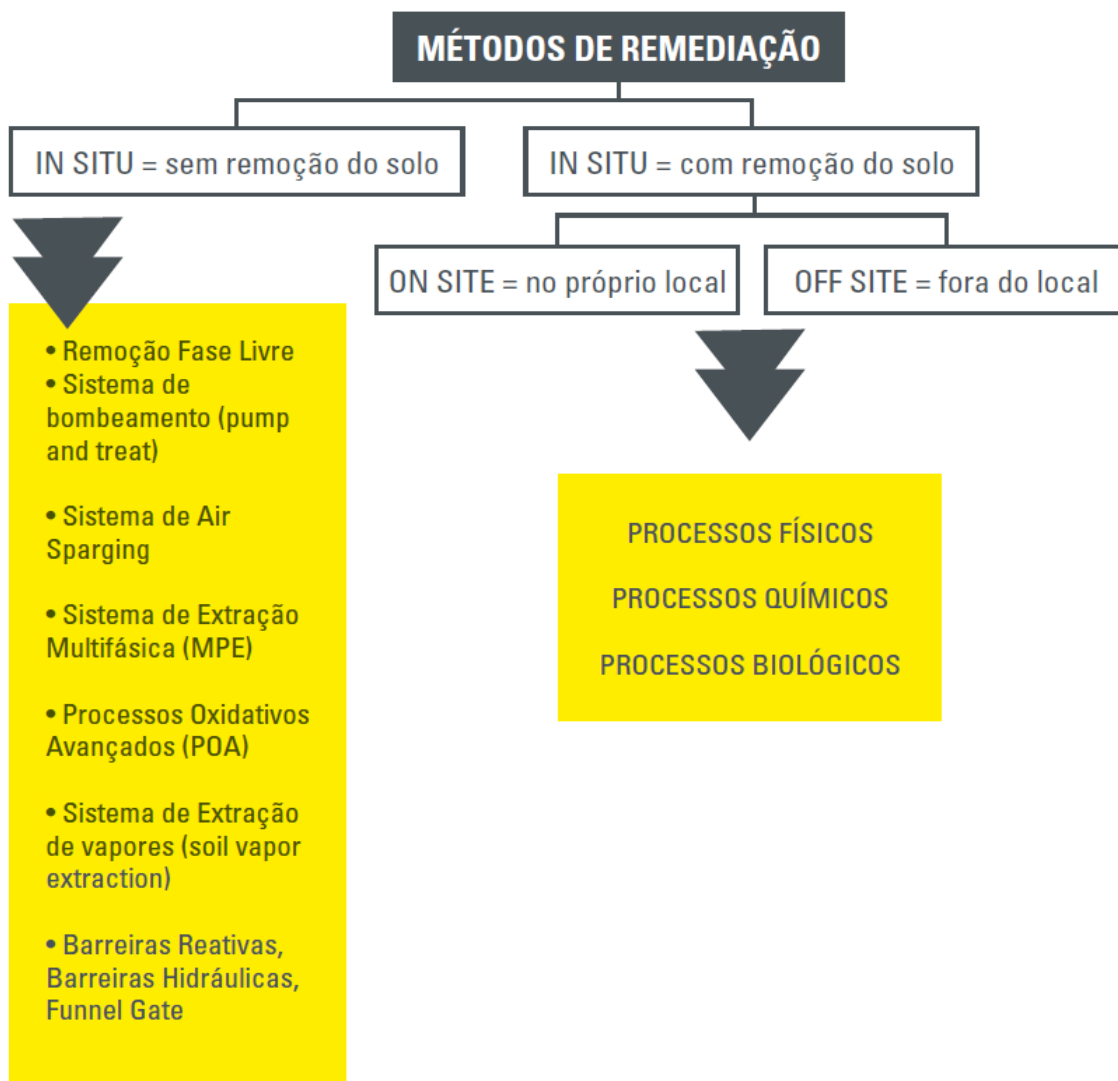
impedir o espalhamento da contaminação, podendo ser utilizadas como solução final para o problema ou como auxiliares em projetos de remediação, para conter a massa de contaminantes em uma região limitada, facilitando o tratamento. Neste caso, são utilizadas barreiras físicas (liners), construídas através da combinação de diversos materiais, bem como barreiras hidráulicas, onde uma rede de poços retira a água contaminada, impedindo que a contaminação atinja regiões fora da rede (SCHMIDT, 2010).

A remediação *in situ* de um solo pode ser feita pela remoção ou degradação do poluente, por imobilização física, química ou termal ou por mecanismos de isolamento hidrogeológico. No momento atual, a tendência mundial é dar preferência às técnicas de remediação *in situ*, por apresentarem custo baixo e, ainda por não provocarem contaminações secundárias, podendo este fato ser observado na remediação *ex situ*, sendo que pode acontecer o transporte do material contaminado até o local de tratamento (TAVARES, 2009). As técnicas de tratamento ou remediação *in situ* podem ser classificadas ainda como passivas ou ativas e apresentam mecanismos operacionais diversos (SCHMIDT, 2010).

As técnicas de remediação de solos podem também ser divididas tomando em consideração a ação usada na remediação; sendo então classificadas em: biológicas, físico-químicas, térmicas e técnicas especiais, que, tais como a técnica de electrocinética, não se enquadram nas classes anteriores (GRANDE et al., 2014).

De uma forma geral, os solos contaminados são considerados resíduos, e devem ser classificados, armazenados, transportados e dispostos conforme as normas vigentes. Entre as formas mais usuais de destinação de solos contaminados, podemos citar: aterro classe I e classe II, coprocessamento, incineração, dessorção térmica, biopilha (ANDRADE et al., 2011).

Figura 15 – Métodos de Remediação.



Fonte: ANDRADE et al., 2011.

Muitas opções ou combinações de opções estão disponíveis para restaurar a qualidade do solo e da água subterrânea. A seleção de tecnologias a serem utilizadas baseia-se fundamentalmente no conhecimento das características físico-químicas do contaminante, volume vazado, tempo de vazamento, caracterização geológica e hidrogeológica do local, análise do meio físico superficial e subterrâneo e extensão da pluma contaminante (SPILBORGHS, 1997).

Segundo a USEPA (1991), um plano típico de remediação possui quatro fases principais: contenção do produto livre e produto dissolvido, remoção do produto livre, remoção do produto dissolvido e remoção do produto adsorvido. A USEPA (1990) apresenta três classes de tecnologias utilizadas especificamente para remediação de solos contaminados com metais pesados. Estas foram classificadas como:

- Contenção: encapsulamento e barreiras (horizontal e vertical);
- Solidificação/estabilização: encapsulamento com resina ou cimento e vitrificação;
- Separação/concentração: lavagem, aspersão, dessorção térmica e eletrocinética.

Devido a carência de bibliografia nacional sobre as tecnologias disponíveis para a remediação de solo contaminado com metais pesados, decidiu-se por uma descrição geral dos principais métodos e técnicas empregadas para solos.

Solidificação/estabilização

Esta tecnologia promove a ligação dos contaminantes fisicamente, dentro de uma massa solidificada, ou reações químicas são induzidas entre o agente de estabilização e dos contaminantes para reduzir a sua mobilidade e o potencial de periculosidade de um resíduo (estabilização). Caso o procedimento seja ex situ, o material resultante do processo exige o transporte e disposição dos materiais resultantes em aterros. Em se tratando de aplicar esta técnica, vários agentes podem ser utilizados como: cal, cimento, polímeros orgânicos, materiais termoplásticos, materiais absorventes, materiais cerâmicos, além do processo de vitrificação (BRUM, 2010). Tal tecnologia vem se tornando uma importante alternativa de tratamento face as normas estarem mais restritas para disposição de resíduos perigosos em aterro, pois visa o melhoramento das características físicas e toxicológicas do resíduo, facilitando o seu gerenciamento de forma segura e eficaz. Ainda, o custo do processo de solidificação/estabilização tem sido considerado baixo em relação a outras técnicas de tratamento (OLIVEIRA, 2003).

Ainda segundo Brum (2010), os processos orgânicos com termoplásticos e polímeros orgânicos têm sido aplicados para resíduos perigosos específicos. Existem diversas tecnologias inovadoras de estabilização e solidificação. Ressalta-se que a maioria das inovações são modificações de processos comprovados e direcionadas para encapsular ou imobilizar os componentes nocivos e envolvem o processamento dos resíduos ou solo contaminado.

Vitritificação in-situ

Refere-se ao solo contaminado, que é fundido no próprio local, formando uma fase vítrea não perigosa, através da passagem de uma corrente elétrica entre eletrodos fixados no solo e que o aquecem até 2000⁰ C. Neste processo ocorre a destruição do material orgânico e a contenção de metais e materiais radioativos ao mesmo tempo. Ainda diminui a toxicidade e o volume de material contaminado; gera um resíduo relativamente inócuo e pode ser aplicado em ambientes com alta umidade (BRAGATO, 2006).

Dessorção térmica

Esta tecnologia é utilizada para remover compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis de sedimentos contaminados que são previamente escavados. O solo contaminado é aquecido a temperaturas suficientemente elevadas para proceder à dessorção de compostos orgânicos do solo e à sua respectiva volatilização (SILVA, 2008). Os hidrocarbonetos volatilizados são tratados numa segunda câmara de oxidação catalítica, um condensador, ou uma unidade de adsorção, antes de serem lançados para a atmosfera. Após o tratamento térmico o solo é arrefecido e humidificado para controle da emissão de poeiras e, caso seja estabilizado, para ser depois ser depositado em aterros ou reutilizado (GRANDE et al., 2014).

Lavagem do solo

É um processo de remediação de solos que consiste na extração dos contaminantes através da dissolução, da suspensão em soluções aquosas ou de reação química com o fluido que se encontra nas camadas dos solos (MANZINI et al., 2011). Este processo de remediação pode ser desenvolvido in situ ou ex situ. A opção ex situ consiste na remoção do solo ou do sedimento contaminado e o seu processamento em uma unidade de tratamento. Pode incluir a separação e lavagem apenas da fração de argila e silte ou de todo o solo contaminado (MOURA, 2006). A alternativa in situ envolve a extração de contaminantes do solo por dissolução, suspensão em soluções aquosas ou por meio de reação química com o líquido que passa através das camadas de solo contaminadas (GRANDE et al., 2014).

Eletrocinética

Os métodos eletrocinéticos removem metais contaminantes orgânicos do solo de baixa permeabilidade, lamas e resíduos de dragagem marinha. A eletrocinética utiliza processos de dessorção eletroquímica e eletrocinética, e depois, os metais são coletados nos catodos (BRUM, 2010). Funcionam na zona saturada e não saturada do solo, em meios de baixa e alta permeabilidade. São aplicáveis a vários compostos inorgânicos e orgânicos. Esta técnica de remediação promove a migração dos contaminantes em um campo elétrico forçado, através de mecanismos de eletromose, eletromigração e eletroforese, processos que ocorrem quando o solo é carregado eletricamente com uma corrente de baixa voltagem (SCHMIDT, 2010). Neste caso, para os três mecanismos supracitados, é criado um campo elétrico, entre dois eletrodos, colocados no solo, nas extremidades da área contaminada, pela aplicação de uma diferença de potencial, como na configuração básica. Assim, os contaminantes migram em direção aos respectivos eletrodos, dependendo de sua carga elétrica. Esses processos separam e extraem metais pesados, radionuclídeos e contaminantes orgânicos de solos saturados e não saturados. Os processos eletrocinéticos são influenciados por diversos fatores, dos quais dependem as condições de condutividade elétrica do problema, e que

determinam o fluxo dos contaminantes. Dentre esses fatores estão a concentração do contaminante, tipo e estrutura do solo, interações químicas e densidade da água intersticial contaminada (SCHMIDT, 2010).

Fitorremediação

A fitorremediação é a tecnologia baseada no emprego de espécies vegetais capazes de capturar, transportar, armazenar e imobilizar elementos químicos durante seu ciclo de vida (MOURA, 2006).

Na atualidade, esta tecnologia tem sido estudada e difundida em países nos Estados Unidos e na Europa (PIRES et al., 2003). Entretanto, no Brasil o uso desta tecnologia até então é desconhecido por diversos profissionais envolvidos na área ambiental, apesar de apresentar condições climáticas e ambientais favoráveis ao desenvolvimento deste processo. Tem como maiores vantagens o seu baixo custo, contudo o tempo que leva para que se observem os resultados pode ser considerada como uma desvantagem, dependendo das perspectivas envolvidas na remediação (TAVARES, 2009).

A evolução das tecnologias tem se direcionando para soluções cada vez mais naturais, já existe um reconhecimento comprovado de que processos de atenuação natural, como a biorremediação e fitorremediação, podem contribuir de forma significativa no controle das plumas de contaminação no solo e águas subterrâneas, além de serem economicamente mais viáveis que as outras tecnologias empregadas (TAVARES, 2009).

Biorremediação

A biorremediação envolve a utilização de microorganismos, de ocorrência natural ou cultivados, para degradar ou imobilizar contaminantes em águas subterrâneas e em solos. Assim sendo, normalmente, os microorganismos utilizados são bactérias, fungos filamentosos e leveduras. Destes, as bactérias são as mais empregadas e, por conseguinte, são consideradas como o elemento principal em trabalhos que envolvem a biodegradação de contaminantes. São definidas como

qualquer classe de microorganismos unicelulares, geralmente agregados em colônias, que vivem em compartimentos ambientais diversos. São importantes, em função de seus efeitos bioquímicos e por destruírem ou transformarem os contaminantes potencialmente perigosos em compostos menos danosos ao ser humano e ao meio ambiente (NRC, 1993).

Em relação aos tipos de utilização da técnica, quanto ao local de tratamento, a biorremediação in-situ é a mais empregada no mundo. Entretanto, independentemente do local de aplicação, a biorremediação, assim como as demais técnicas químicas de degradação, tem como objetivo principal a mineralização completa dos contaminantes, ou seja, transformá-los em produtos com pouca ou nenhuma toxicidade (inócuos), como CO₂ e água. Afinal, os microorganismos metabolizam as substâncias orgânicas, das quais se obtêm nutrientes e energia. Porém, para que isso ocorra, os microorganismos devem estar ativos para desempenharem a sua tarefa de biodegradação (ANDRADE; AUGUSTO; JARDIM, 2010).

4.9 Monitoramento do solo

Os metais estão presentes naturalmente nos solos, em concentrações variáveis conforme sua gênese, porém, estas concentrações podem sofrer incremento devido a processos antrópicos (ALMEIDA et al., 2004). Apesar de que o solo seja uma barreira natural de proteção aos aquíferos subterrâneos, os fatores que controlam sua capacidade em reter metais pesados são bastante complexos, dificultando o seu entendimento e as possibilidades de previsões a respeito do comportamento destes elementos em longo prazo. Ressalta-se que a mobilidade dos metais pesados será determinada pelos atributos do solo, tais como teores e tipos de argila, capacidade de troca catiônica, pH, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de precipitação/dissolução, adsorção/dessorção e oxirredução e complexação (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001)

Os solos podem atuar frequentemente como filtro, exercendo poder tampão e imobilizando grande parte das impurezas precipitadas. Entretanto, esse poder tampão é limitado, podendo ocorrer degradação dos solos devido ao efeito

cumulativo da poluição atmosférica, aplicação de agrotóxicos, disposição de resíduos sólidos industriais, urbanos, materiais tóxicos e radioativos (MOREIRA-NODERMANN, 1987).

Desde o momento em que o solo começa a perder esta tolerância em degradar ou imobilizar os contaminantes, devido à crescente contaminação de solos, seja por composto orgânico ou outro tipo de contaminante. A sua capacidade de permitir a mobilidade pelos seus poros de qualquer fluído é relativa com sua porosidade, pois solos com baixa capacidade de permeação tendem a reter mais impurezas nele presentes e vice-versa. As consequências podem ser notadas quando o destino final dos contaminantes são as águas subterrâneas, a qual são geralmente utilizadas para o consumo humano (SOARES, 2008).

Em um plano de monitoramento ambiental deve ser avaliada a qualidade das águas superficiais e subterrâneas e do solo, verificando possíveis contaminações provenientes da disposição de resíduos sólidos no aterro. Assim, para avaliação da qualidade das águas superficiais existem os padrões estabelecidos na Resolução nº 430/2011. Para a qualidade das águas subterrâneas e do solo podem ser adotados os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, propostos pela CETESB.

5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

O presente capítulo tem por finalidade apresentar os resultados referentes à análise de metais pesados de interesse no solo do entorno da área de estudo, com o intuito de averiguar se a área do entorno do aterro remediado apresenta contaminação do solo. Inicialmente, é apresentado um breve resumo dos estudos preliminares realizados na área estudada; da caracterização química das amostras coletadas no solo e dos resultados dos teores de metais pesados estabelecidos e comparação destes resultados com os valores orientadores de qualidade do solo da Resolução CONAMA nº 420 de 28 de dezembro de 2009.

5.1 Estudos preliminares na área de estudo

Na área do antigo depósito de resíduos sólidos de Seropédica, Zonta et al. (2006) realizaram um estudo quando era utilizado para dispor os resíduos sólidos do município. O trabalho teve como objetivo a caracterização de forma exploratória dos níveis de fertilidade e metais pesados, como indicativos do grau de contaminação do solo. O estudo constou da coleta das amostras, realizada em 21 de dezembro de 2005, estabelecendo 07 pontos distintos de amostragem, sendo obtida uma amostra composta por 10 amostragens simples em cada ponto identificado (Figura 16). A determinação dos teores totais de metais pesados, macronutrientes trocáveis, pH e carbono foi realizada em cada amostra composta. As análises foram realizadas no Departamento de Solos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. As amostras de solo coletadas para detecção de contaminação por metais pesados foram analisadas por espectrofotometria de absorção atômica, empregando-se chama de ar-acetileno e equipamento VARIAN-AA600. Foram investigados os seguintes metais pesados: Ferro, Manganês, Zinco, Cobre, Cádmio e Chumbo. Todas as análises para determinar os teores de macronutrientes trocáveis, carbono orgânico e pH foram realizadas de acordo com os métodos descritos pela Embrapa (1997). Para a interpretação dos resultados, os teores totais de metais pesados foram comparados com os valores médios para solos por Fadigas et al. (2002) e o nível crítico proposto por Kabata-Pendias e Pendias (1984).

Na tabela 2 são apresentados os teores totais de metais pesados nas amostras de solo, na área estudada, os valores médios para os solos e o nível crítico de metais pesados nos solos.

Tabela 2: Concentração total de metais pesados nas amostras de solo (mg kg^{-1}), na área estudada e média e valores críticos de metais pesados nos solos (mg kg^{-1}).

Local	Profund. (cm)	Cu	Zn	Mn	Fe	Pb	Cd
		----- mg kg^{-1} -----					
Sed	0-20 cm	8,25	37,25	22,5	7340	9,65	0,10
A1	0-20 cm	7,55	33,25	38,3	12880	26,80	1,20
A2	0-20 cm	4,35	20,10	26,25	11084	14,00	1,00
A3	0-20 cm	23,35	159,35	103,10	20221	53,80	1,15
Perfil 1	2 m	109,30	578,85	198,15	22341	162,75	4,85
Perfil 2	1,5 m	0,70	5,45	12,50	12550	13,75	0,85
Background	0-20 cm	7,15	10,90	21,45	8974	7,30	0,40
Média¹		30	50	600	nd	10	0,06
Faixa crítica²		60 - 125	70 - 400	1500 - 3000	nd	100 - 400	3 - 8

Fonte: Elaborado por ZONTA et al., 2006.

¹Fadigas et al., 2002.

²Kabata-Pendias e Pendias, 1984.

Os teores de Cu encontrados na área identificada como Perfil 1 foram maiores que o valor médio, o mesmo ocorreu para o metal zinco na área A3 e no Perfil 1. Em relação ao Mn e Fe, os teores apresentaram-se dentro da normalidade, pois os solos brasileiros apresentam altos teores desses metais. Os valores de Pb estavam acima da média para as áreas A1, A2, A3 e Perfil 1 e Perfil 2, destaca-se que os valores foram mais elevados que os críticos inferiores no Perfil 1. Já o Cd apresentou teores maiores que os médios em todas as áreas amostradas.

Na tabela 3 são apresentados os teores de macronutrientes trocáveis, pH, $C_{\text{orgânico}}$, Al, Valor S, T, V, m, n, revelados pela análise de solo e são apresentados os valores de interpretação dos resultados de fósforo e potássio em análises de solo de rotina no Estado do Rio de Janeiro, com extrator duplo-ácido (Mehlich).

Tabela 3: Teores de Macronutrientes trocáveis, pH, C_{orgânico}, Al, Valor S, T, V, m, n, revelados pela análise de solo.

Identificação do usuário	Profund. (cm)	Na	Ca	Mg	K	H+Al	Al	S	T	V	m	n	pH _{água}	Corg	P	K
Cmol _c / dm ³										%			1:2,5	%	mg/L	
Sed	0 - 20	0,39	5,0	0,4	0,82	0,2	0,0	6,61	6,81	97	0	6	7,9	1,27	233	318
A1	0 - 20	0,68	5,8	1,5	1,20	0,8	0,0	9,18	9,98	92	0	7	7,2	1,70	353	468
A2	0 - 20	0,08	3,9	2,2	1,33	1,0	0,0	7,50	8,50	88	0	1	7,5	0,83	45	518
A3	0 - 20	0,14	8,4	0,7	1,24	1,0	0,0	10,48	11,48	91	0	1	7,5	1,96	330	484
Perfil 1	2 m	0,68	8,5	2,6	2,88	0,0	0,0	14,66	14,66	100	0	5	7,9	4,37	450	1123
Perfil 2	1,5 m	0,12	1,0	0,9	0,08	0,0	0,0	2,10	2,10	100	0	6	5,7	0,62	12	33
Background	0 - 20	0,05	3,5	1,2	0,16	2,6	0,0	4,91	7,51	65	0	1	6,1	2,12	19	62

Fonte: Elaborado por ZONTA et al., 2006.

m - saturação por Al

n - saturação por Na

Extratores: KCl, Mehlich e Acetato de Cálcio

Cmol_c / dm³ = meq / 100 ml de TFSA

mg/kg = ppm

Todos os locais de amostragem apresentaram valores de fósforo e potássio muito alto, exceto o perfil 2 e a área de background com valores médio e alto para fósforo, respectivamente. Os valores de Al são muito pequenos e o pH alto. Os níveis de Ca e Mg estavam altos. Os valores de C_{orgânico} são considerados médios exceto para a área A2 e perfil 2 (valores baixos) e os valores S (Soma de bases trocáveis), T (S+valor H+Al) e V (100xS/T ou capacidade de troca catiônica), apresentam-se altos.

De acordo com os resultados obtidos por Zonta et al., (2006) não foram apresentadas conclusões definitivas, devido o tipo de solo não permitir, ressaltando que pelo estudo realizado a área poderia ser recuperada, caso não houvesse mais adição de resíduos sólidos. Recomendam uma avaliação mais detalhada para cessar dúvidas sobre o assunto.

5.2 Resultado dos níveis de metais no solo

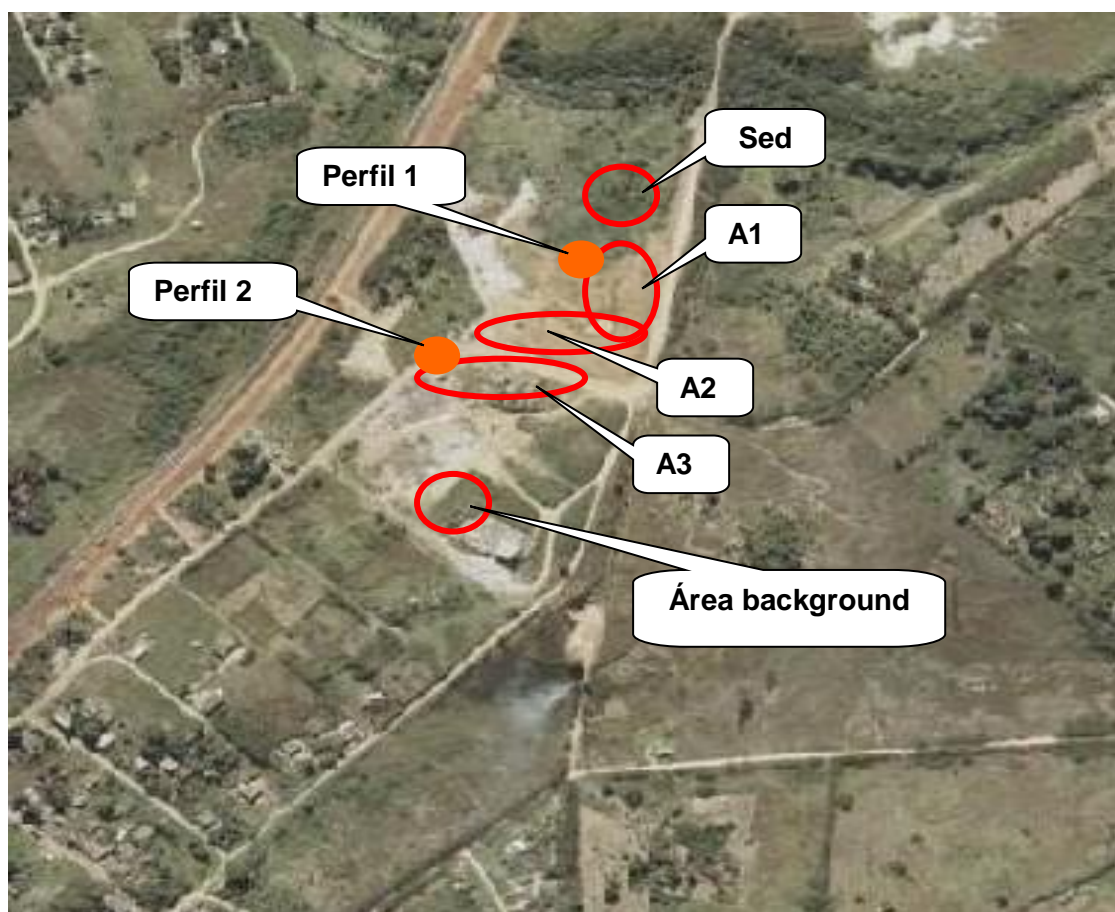
Os resultados obtidos para o estudo de caso do aterro de resíduos sólidos urbanos remediado de Seropédica compreendem a caracterização química do solo da área de entorno do aterro. As amostras de solo foram coletadas em vinte e um pontos (Figura 17). Estas amostras foram submetidas às análises químicas

laboratoriais para determinação dos níveis dos metais pesados. Os parâmetros de interesse nesta pesquisa (pH, alumínio, manganês, zinco, cádmio e chumbo) das amostras pertencentes ao solo, foram determinados pelo método Mehlich-1, tendo em vista o conhecimento dos teores de metais pesados. Os resultados foram confrontados com a Resolução CONAMA nº 420/2009.

Os dados encontrados no solo da área de estudo foram analisados baseando-se nos valores orientadores de qualidade do solo da Resolução CONAMA 420/2009. A avaliação de qualidade do solo, referente à presença de substâncias químicas, deve ser realizada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação (CONAMA, 2009). Os valores de Prevenção e os de Investigação Agrícola APM_{ax} (Área de Proteção Máxima) da resolução citada foram utilizados para essa análise. Destaca-se que a classe Investigação APM_{ax} foi utilizada por apresentar o valor mais restritivo dentre os valores apresentados pela classe Investigação. Os valores escolhidos foram baseados devido a área de estudo não se enquadrar em qualquer das três denominações propostas pela resolução supracitada (investigação agrícola APM_{ax}, residencial e industrial).

Na Tabela 4 são apresentados os teores totais encontrados em amostras de solo para cada metal de interesse ambiental nesta pesquisa (Mn, Zn, Cd, Pb e Al) no solo da área estudada e os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009 e o valor e pH.

Figura 16 – Localização dos pontos amostrais do Aterro de resíduos sólidos do Seropédica.



Fonte: ZONTA et al., 2006.

Figura 17 – Localização dos pontos amostrais do Aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica.



Fonte: Google Earth, 2015.

Tabela 4: Valores da concentração de metais encontrados nas amostras de solo (mg kg^{-1}), Alumínio, pH e valores orientadores (mg kg^{-1}) na camada de 0-20 cm e valores de referência.

Amostra	Mn	Zn	Cd	Pb	Al (cmol_c dm^{-3})	pHágua (1:2,5)
Amostra 1	42,9	52,60	0,73	3,74	0,00	6,40
Amostra 2	21,7	17,96	0,39	3,10	0,00	6,68
Amostra 3	24,7	137,90	0,59	2,26	0,00	5,16
Amostra 4	19,4	37,00	0,47	1,99	0,00	5,90
Amostra 5	37,6	43,50	0,74	3,85	0,00	6,84
Amostra 6	69,4	117,10	1,78	5,33	0,00	7,37
Amostra 7	23,5	33,00	1,62	2,77	0,00	7,01
Amostra 8	29,3	39,00	0,45	2,07	0,00	5,97
Amostra 9	8,9	28,50	0,38	1,58	0,00	5,14
Amostra 10	7,2	11,48	0,37	2,12	0,20	4,82
Amostra 11	77,3	67,60	0,87	2,59	0,88	7,41
Amostra 12	21,2	72,50	0,67	6,85	0,00	6,03
Amostra 13	28,9	86,00	0,98	13,03	0,00	5,74
Amostra 14	5,1	9,09	0,36	1,92	0,88	4,83
Amostra 15	11,5	18,51	0,40	1,52	0,00	5,83
Amostra 16	38,0	39,50	0,65	3,12	0,00	6,49
Amostra 17	67,2	544,00	3,63	4,34	0,00	7,31
Amostra 18	58,2	237,70	3,50	4,75	0,00	7,42
Amostra 19	75,9	294,50	1,98	3,70	0,00	7,27
Amostra 20	67,9	216,40	2,62	3,48	0,00	7,08
Amostra 21	111,8	116,10	2,22	4,89	0,00	7,66
Valor de Prevenção¹	-	300	1,3	72		
Valor de Investigação Agrícola APM_{ax}¹	-	450	3	180		

¹ CONAMA 420, 2009.

Extratores: KC – 1 mol/L

pH em água Relação 1:2,5

- Valor de pH

Na caracterização química do solo, é possível observar que o solo se apresenta ácido na maioria das amostras analisadas.

O pH da solução influencia o processo de troca iônica. No caso de soluções ácidas pode ser observada uma alta concentração do íon H^+ , bloqueando a substituição por outros cátions, e com isso resultando em uma menor troca catiônica. Deste modo, o pH do solo torna-se um fator a ser considerado na capacidade de retenção de contaminantes (ALMEIDA, T., 2009). Esta situação pode estar ocorrendo, pois, a maioria das amostras analisadas apresentam reação ácida,

bloqueando a substituição por outros cátions. Neste caso, para o valor de pH do solo ácido, permite que os contaminantes presentes no chorume de aterro estejam mais disponíveis, por causa da diminuição da adsorção destes colóides do solo e por conferir menor estabilidade aos complexos que se formam entre a fração húmica do solo e os metais (ALMEIDA, T.,2009).

Raij (1981) relata que a faixa de variação do pH dos solos é extensa, varia de 3 a 10. Em condições abaixo de pH 5, ocorre a solubilização do alumínio no solo. Em se tratando de condições extremas, de solos com ácidos livres, orgânicos ou ácidos sulfúricos, pode acontecer solubilização de alumínio, manganês e ferro.

A forma com que o elemento químico se apresentará e os processos atuantes sobre esses elementos são determinados pelo pH. Desta maneira, os mecanismos de precipitação predominam com valores elevados de pH, pois eles ficam menos disponíveis, resultando na formação de precipitados.

O pH influencia fortemente na dinâmica dos íons metálicos catiônicos, como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} e Cd^{2+} , tendo estes maior mobilidade em condições de pH baixo, ou seja, em ambientes de maior acidez, especialmente em solos com elevado grau de intemperização, onde os grupos funcionais de superfície dos componentes coloidais são, na maioria, pH-dependentes, em particular os oxi-hidróxidos de alumínio e ferro (RIEUWERTS et al., 2006). De outro modo, em condições de pH acima de seis ocorre o beneficiamento da dissociação de H^+ de grupos OH da matéria orgânica e dos óxidos de ferro e alumínio, aumentando a adsorção dos metais e posterior precipitação (OLIVEIRA et al., 2002). Ainda que exista uma relação entre o pH do solo e as frações solúveis e disponíveis, esta é diferente para cada metal (CAMPOS, 2010).

- Teor de alumínio

Pode-se observar pela tabela 4 que teores de alumínio estão baixos, sendo assim, podem estar relacionados ao valor pH. Ressalta-se que esta relação pode ser justificada pelo fato de que o pH do chorume é sempre maior que 7, podendo chegar a 9. Acrescenta-se que o pH costuma se elevar para valores próximos aos do

chorume em solos afetados por este (GUIMARÃES, 2009). Esta percepção presumivelmente pode ser atribuída à adição de matéria orgânica.

Para Hypolito e Ezaki (2006) existe uma tendência de o pH do chorume elevar-se a valores alcalinos (pH em torno de 8) ou até a neutralidade, podendo ser observado em sua pesquisa com a elevação do pH nas fases anaeróbias e propensão a fixação dos metais pesados nos aterros estudados. O alumínio em solos ácidos com $\text{pH} < 5,5$ pode causar quebra na produtividade de culturas, entretanto, poderá precipitar-se em solos mais alcalinos com $\text{pH} < 7,0$ m papel relevante na fixação.

- Teor de Mn

O manganês não possui valor orientador de qualidade do solo, tendo como explicação, o fato dos solos tropicais apresentarem, naturalmente, altas concentrações de manganês (CETESB; GTZ, 2001). Kemerich et al. (2013) através da técnica de Espectrometria Fluorescência de Raios - X, encontrou altas concentrações de manganês em todos os pontos estudados, com maior concentração de $11.576,46 \text{ mg kg}^{-1}$ em solo ocupado por aterro sanitário.

Amplamente distribuído na natureza, ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 950 mg kg^{-1} , está presente no solo, na água, nos sedimentos, rochas e materiais biológicos, além de ser essencial para a nutrição e crescimento vegetal. No solo, as concentrações de Mn dependem basicamente de características geotérmicas do solo, como também transformações de compostos naturais de manganês no meio ambiente. A magnitude dos níveis de manganês nos solos depende amplamente das características e dos compostos presentes no solo, tais como pH e potencial redox. Acumulação geralmente ocorre no subsolo e não na superfície, sendo encontrado na fração de areia do solo 60-90% de manganês (WHO, 1981).

A disponibilidade do manganês no solo é influenciada pela atividade de microrganismos que podem alterar o pH e o potencial de redução e oxidação. Diminuir o pH do solo ou aeração do solo por inundações ou compactação favorece a redução do teor de manganês para a forma Mn^{++} e, deste modo, aumenta sua

solubilidade e disponibilidade para as plantas. As plantas absorvem o manganês no estado bivalente (WHO, 1981).

- Teor de zinco

O zinco ocorre na crosta terrestre com uma concentração de 10 a 30 mg kg⁻¹, sendo estes valores determinados conforme a geologia local e as atividades antropogênicas (WHO, 2001). No presente estudo, a amostra 17 apresentou teor de zinco superior à qualquer um de seus respectivos valores orientadores, que são 300 mg kg⁻¹ para valor de prevenção e 450 mg kg⁻¹ para valor de investigação agrícola.

A distribuição e transporte de zinco em água, sedimentos e solo são dependentes das formas ou espécies de zinco presente e também das características do meio ambiente. A solubilidade do zinco é determinada principalmente pelo pH. Tratando-se de pH ácido, o zinco pode estar presente na fase aquosa na sua forma iônica, e pode precipitar a valores de pH maior do que 8,0. É improvável que o zinco seja lixiviado a partir do solo, devido à sua adsorção em argila e matéria orgânica (WHO, 2001). A biodisponibilidade do zinco é afetada por fatores abióticos e bióticos, por exemplo: história prévia de exposição, pH, temperatura, dureza da água e carbono orgânico dissolvido. E somente o zinco dissolvido tende a estar biodisponível (WHO, 2001). Para Schueler (2005) a mobilidade do Zn no solo é determinada pela solubilidade do composto, pH, capacidade de troca catiônica, salinidade e concentração de zinco. Em caso de pH ácido, aumenta a disponibilidade do zinco para as plantas e quanto maior o pH, menor será a quantidade de zinco na solução (SCHUELER, 2005).

- Teor de cádmio

O cádmio ocorre em uma concentração média de 0,1 mg kg⁻¹ na crosta terrestre. Pode ser introduzido no meio ambiente por indústrias metalúrgicas, incineradores de resíduos, mineração e subproduto de fertilizantes fosfatados (TOPPI; GABBRIELLI, 1999). Nas áreas não poluídas, a concentração média de Cd no solo tem sido relatado no intervalo de 0,2 a 0,4 mg kg⁻¹. No entanto,

ocasionalmente são encontrados valores elevados de até 160 kg^{-1} de solo (WHO, 1992).

Em relação ao cádmio, os valores foram maiores que o valor orientador de prevenção das amostras 6, 7, 17, 18, 19, 20 e 21, sendo que na amostra 17 e 18 os teores superaram em duas vezes o valor orientador de investigação. Pode ser constatado uma variação dos teores de cádmio no solo entre $0,36 \text{ mg kg}^{-1}$ e $3,63 \text{ mg kg}^{-1}$. Assim, observa-se uma situação de risco, considerando que os valores de referência são de $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ para valor de prevenção e de 3 mg kg^{-1} para solos de uso agrícola, ao se comparar os valores obtidos com os valores orientadores de qualidade do solo. Kemerich et al. (2013) em seu estudo encontraram valor máximo de 57238 mg kg^{-1} , e com isso concluiu que as maiores concentrações de cádmio ocorreram em profundidades de 100 a 200 cm, indicando a relação do aumento da concentração com a profundidade. Carvalho (2006) enfatiza que solos com teores de cádmio acima de 3 mg kg^{-1} são considerados impróprios para o cultivo de espécies vegetais destinadas à alimentação.

O Cd pode formar uma série de sais, dentre estes pode-se citar carbonato e óxidos, que são praticamente insolúveis em água. Entretanto, estes podem ser convertidos em sais solúveis em água na natureza influenciado pelo oxigênio e ácidos; como sulfato, nitrato e halogenados, sendo solúveis em água. Sua mobilidade no ambiente e efeitos sobre o ecossistema dependem, em grande extensão, da natureza destes sais (WHO, 1992).

Para Toppi e Gabrielli (1999) o grau em que as plantas superiores são capazes de absorver o cádmio depende da sua concentração no solo e a sua biodisponibilidade, modulada pela presença de pH, matéria orgânica, potencial redox, temperatura e concentrações de outros elementos. A complexidade de reações e transformações de metais no solo torna difícil prever a biodisponibilidade, mobilidade e retenção de Cd no solo.

O excesso de Cd no solo tem sido considerado a causa dos efeitos na saúde humana, morte de animais e degradação dos ecossistemas naturais. Contudo, em pesquisas realizadas nos Estados Unidos, pode ser verificado que poucas espécies vegetais conseguem crescer em solos com concentrações de cádmio acima dos limites máximos, dentre tais espécies, tem-se a *Thlaspi caerulescens*, que tem

demonstrado capacidade de sobreviverem em meios contaminados, e tem sido utilizada em pesquisas nos Estados Unidos em processos de remediação de solos contaminados por cádmio (BROWN et al., 1994).

- Teor de chumbo

O chumbo apresentou teor de concentração abaixo do valor orientador de prevenção e de investigação em todas as amostras analisadas. Com isso, os valores obtidos neste estudo indicam que o chumbo não representa um fator de risco de contaminação do solo no local estudado.

Este metal no ambiente é fortemente adsorvido em partículas do solo e sedimentos, reduzindo a sua disponibilidade para os organismos. O chumbo tende a precipitar de soluções complexas, devido à baixa solubilidade da maioria dos seus sais. A partir de fontes fixas ou móveis, seu transporte e distribuição são feitos principalmente através do ar. Apesar de que grandes quantidades são, provavelmente, descarregadas na água e no solo, onde o chumbo tende a se localizar próximo dos pontos de descarga (WHO, 1989). Em solo com alto teor de chumbo, pode ser devido à baixa mobilidade desse metal no perfil do solo, sua capacidade de se acumular nos primeiros centímetros de profundidade do solo e sua elevada adsorção na fase sólida do solo (FERNANDES, J. et al., 2011).

O chumbo no solo é fortemente retido e pouco transportado para as águas subterrâneas e superficiais. Destaca-se a existência de fatores como pH, quantidade e tipo de matéria orgânica, composição mineral do solo, características de troca iônica, presença de colóides inorgânicos e quantidade do elemento no solo interferem no seu transporte (SCHUELER, 2005). Schueler (2005) comenta a liberação de complexos orgânicos para a forma solúvel, que está relacionada com a sua disponibilidade, sendo altamente dependente do pH. Podendo ser observado em solos com $\text{pH} > 5$, que contem pelo menos 5% de matéria orgânica, onde o chumbo atmosférico é retido na camada superior (2-5 cm). Em solos com pH entre 6 e 8, apresentam alto teor de matéria orgânica e podem formar complexos insolúveis. Entretanto, os complexos orgânicos do chumbo formados tornam-se insolúveis, com isso sofrem lixiviação ou podem ser absorvidos pelas plantas com pH entre 4 e 6.

6 DISCUSSÃO

6.1 Como deve ser realizado o monitoramento

A partir da caracterização do local de estudo, conforme descrito no item capítulo três deste trabalho, cujas informações foram obtidas nos levantamentos preliminares, por meio de visitas de campo, foi observado que o aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica não possui monitoramento ambiental do solo e da água e monitoramento geotécnico. Constatou-se ainda que no fechamento do aterro foi depositado apenas uma cobertura de terra sobre os resíduos sólidos. Entretanto, somente a cobertura com terra sobre os resíduos sólidos não evita os problemas ocasionados pela decomposição, sendo que, obviamente há riscos às populações vizinhas e ao meio ambiente, designando problema como ambiental e de saúde pública (POSSAMAI et al., 2007).

No aspecto da existência de técnicas de drenagem de gases e de águas pluviais e tratamento, o aterro apresenta drenos para os gases e canalização para desvio das águas superficiais.

Considera-se importante destacar, que apesar do aterro apresentar técnicas de coleta e tratamento de chorume, mas devido o aterro não ter acompanhamento e monitoramento do órgão responsável, não é possível afirmar que os metais pesados podem ser percolados por meio do chorume, o qual se misturam com a água de chuva e outros líquidos, originalmente existentes no resíduos sólido, infiltrando-se no solo e subsequentemente, contaminando o solo e a água subterrânea quando alcança o lençol freático.

Possamai et al. (2007) estudaram o levantamento dos lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina e análise dos riscos que estes representam à saúde pública e ao meio ambiente, concluíram que em todos os municípios que fazem parte da região carbonífera, há um grande risco ao meio ambiente e à saúde da população, vinculado à existência de lixões inativos. Esses autores relataram que tal conclusão se baseia em todos os parâmetros analisados, ou seja, proximidade de corpos de água superficiais, coleta e tratamento de biogás, coleta e tratamento de chorume, existência de piezômetro e coleta mensal para análise, proximidade de

residências, existência de cercas, tipo de cobertura e existência de manta de impermeabilização.

De modo geral, observa-se que os resultados apontam para uma situação crítica no aterro encerrado de Seropédica. Apesar do aterro possuir técnicas após seu encerramento, ele não possui monitoramento ambiental e geotécnico, com isso expõe, na análise conjunta dos parâmetros estudados, bem como as observações realizadas nas visitas de campo e levantamento de dados, a saúde da população e o meio ambiente à potencial contaminação.

6.2 Como está sendo realizado o monitoramento

O encerramento das atividades dos aterros a céu aberto deve ser precedido de projetos de recuperação ambiental da área, bem como deve ser realizado um monitoramento da qualidade do solo, das águas superficiais e subterrâneas e do ar durante o tempo que durar o processo de liberação de gases e/ou de chorume. A qualidade do solo tem sido o aspecto que tem gerado preocupação em saúde pública, com o perigo da exposição a substâncias químicas. O estudo dos metais pesados tem sido considerado relevante no gerenciamento de aterros de disposição final.

O monitoramento é um processo de coleta de dados, estudo e acompanhamento contínuo e sistemático das variáveis ambientais, com o objetivo de identificar e avaliar, qualitativa e quantitativamente, as condições dos recursos naturais em um determinado momento, assim como as tendências ao longo do tempo. Com base nesses levantamentos, o monitoramento ambiental fornece informações sobre os fatores que influenciam o estado de conservação, preservação, degradação e recuperação ambiental da região estudada. Também subsidia medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do ambiente em estudo, além de auxiliar na definição de políticas ambientais (RAMOS; LUCHIARI JUNIOR, 2015).

As atividades de monitoramento ambiental são consideradas como elementos componentes de um aterro sanitário. Cabe ressaltar, que a principal razão de se realizar o monitoramento ambiental é a identificação de problemas e, se for

necessário, tomar medidas de remediação (TEIXEIRA et al., 2007). Barrozo e Viana (2013) comentam que nas áreas de disposição de resíduos sólidos é importante realizar o monitoramento do local, com a finalidade de evitar uma possível migração de contaminantes e implantar medidas de proteção e remediação da área.

Considerando os potenciais impactos ambientais, segundo Loureiro (2005), pode-se dizer que um sistema de monitoramento de aterros sanitários consiste em se manter o controle da poluição do solo, da qualidade das águas, da qualidade do ar, dentre outros.

Para Jorge, Baptisti e Gonçalves (2004) o monitoramento ambiental de um aterro encerrado tem por objetivo identificar alterações nos padrões de qualidade ambiental dos solos e das águas subterrâneas e superficiais decorrentes da implantação e do período de operação do aterro. Neste caso, baseia-se na interpretação dos resultados das análises físico-químicas e microbiológicas de amostras de água coletadas em poços de monitoramento e em pontos selecionados da bacia hidrográfica que contém o aterro. Ainda são coletadas, periodicamente, amostras de solos para análises químicas.

Sisinno e Moreira (1996) em seu trabalho avaliou as concentrações de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn no chorume e em compartimentos ambientais, como águas superficiais e subterrâneas, solos e sedimentos da área do aterro controlado do Morro do Céu em Niterói/ RJ. Os autores concluíram que os resultados encontrados mostram que as maiores concentrações dos metais são observadas no solo do sítio limítrofe ao aterro e no sedimento da vala do aterro, indicando tendência à retenção destes elementos nesses segmentos e elevada contaminação orgânica, contribuindo para um agravamento na degradação ambiental e uma diminuição na qualidade de vida dos moradores da adjacência.

A qualidade do solo na área de influência dos aterros deve atender aos padrões estabelecidos pela legislação vigente. Os valores orientadores para solo e água subterrânea (CONAMA, 2009) devem ser respeitados.

A melhoria contínua da qualidade do solo ou substrato de áreas degradadas sob processo de recuperação é considerado um fator essencial para promover a manutenção do crescimento vegetal e aumento da biodiversidade. Desta maneira, o monitoramento da qualidade do solo torna-se importante nos programas de

recuperação de áreas degradadas, tendo em vista a necessidade de verificação da eficiência das intervenções propostas em propiciar a melhoria das funções produtivas e ambientais do solo (TAVARES et al., 2008).

A aplicação dos índices de qualidade do solo certamente se apresenta como uma alternativa bastante atraente para o monitoramento da recuperação de solos degradados ou para definição daquelas práticas de recuperação mais eficientes. No entanto, alguns desafios ainda se impõem ao desenvolvimento e uso dessa metodologia. Como alternativa, têm se usado áreas de vegetação natural próximas aos solos estudados para definir valores ótimos para indicadores biológicos. No entanto, é difícil garantir que esses valores são válidos quando se avalia ecossistemas completamente alterados, como é o caso de áreas degradadas, ou, quando o ecossistema já atingiu um ponto de equilíbrio entre os processos biológicos e de ciclagem de nutrientes bem distintos daquele presente no solo sob a condição original (TAVARES et al., 2008)

Um estudo realizado por Melo Mello et al. (2010) sobre monitoramento do solo contaminado com resíduos sólidos urbanos na área de disposição antiga e recente do Aterro Invernadinha, concluiu que os resultados obtidos em relação aos dados anteriores demonstraram que a análise dos metais quando comparados com os valores de prevenção, apresentou contaminação para a maioria dos metais. Ainda segundo os autores, para os metais Cd, Cr e Pb ocorrem em valores superiores aos valores de intervenção propostos pelo órgão fiscalizador, indicando a necessidade de monitoramento da área.

Machado et al. (2011) avaliaram o teor e a distribuição dos metais pesados níquel, cobre, zinco, cromo, cádmio e chumbo em diferentes profundidades no solo na área do antigo Aterro Invernadinha, situado no município de Passo Fundo/ RS. Os resultados indicaram que o solo se encontra contaminado, entre os elementos selecionados para o estudo, Cu, Zn, Cr e Pb, pelo menos em algum ponto amostrado apresentaram teores superiores aos padrões de referência. Os elementos em maior quantidade são o Zn, Cu e Cr, que na parte superficial do Aterro ultrapassam os níveis de intervenção, conforme valores orientadores estabelecidos pela CETESB. A aplicação da geoestatística permitiu verificar a distribuição espacial dos dados e para concluir que existe contaminação por Zn em

praticamente todo o percurso, enquanto que para Cu e Cr a contaminação é pontual e randômica. Os valores de correlação entre os elementos estudados foram baixos.

A Resolução CONAMA 420/2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores para a qualidade do solo em relação à presença de substâncias químicas e ainda estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

Segundo o Artigo 17 da pretérita Resolução, nas amostragens, análises e controle de qualidade para caracterização e monitoramento do solo e das águas subterrâneas deverão ser observadas, as seguintes diretrizes: adotar procedimentos de coleta, manuseio, preservação, acondicionamento e transporte de amostras conforme as normas nacionais e internacionais, respeitando-se os prazos de validade; realizar as análises físicas, químicas, físico-químicas e biológicas, utilizando-se metodologias que atendam às especificações descritas em normas reconhecidas internacionalmente (CONAMA, 2009).

As atividades do monitoramento ambiental de um aterro devem ser estruturadas e sistematizadas em um plano de monitoramento, sendo necessário constar a locação dos pontos de amostragem, frequência e parâmetros a ser analisados, os procedimentos de coleta de amostras de água e solos, e os parâmetros de análise e padrões de referência de qualidade ambiental adotados. Antes de iniciar o monitoramento pós-encerramento, deve ser feito um levantamento das condições de qualidade ambiental da área utilizada pelo aterro e seu entorno, para que seja feita a identificação de eventuais alterações relativas aos padrões de referência de qualidade ambiental adotados, como também investigar a presença e extensão de possíveis plumas de contaminação (JORGE; BAPTISTI; GONÇALVES, 2004).

Por isso, para o aterro encerrado de Seropédica, é particularmente importante o monitoramento de metais no solo, devido a biodisponibilidade das substâncias químicas depender de sua presença na solução do solo.

Na tabela 4 são apresentadas as concentrações de metais pesados detectadas nas amostras de solo nos vinte e um pontos de coleta na área do entorno do aterro de resíduos sólidos encerrado de Seropédica. Os metais zinco e

cádmio analisados apresentaram-se acima dos valores orientadores segundo a Resolução CONAMA 420/2009.

A área do aterro estudado começou a ser degradada desde o início de suas atividades, quando funcionava como depósito de resíduo a céu aberto. Silveira, Andressa (2011) comenta que pode ser verificado a inexistência de mecanismos de monitoramento que façam um diagnóstico preciso e confiável desta degradação, como também a previsão de impactos que afetam a sustentabilidade do ambiente. Durante todo o período de visita ao local, conforme foi observado, o aterro encerrado do município de Seropédica se encontra abandonado e sem o devido monitoramento ambiental e geotécnico por parte dos órgãos responsáveis.

7 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

7.1 Conclusões

Neste trabalho foi realizado um estudo de caso relativo à contaminação do solo no entorno de um aterro a céu aberto encerrado no município de Seropédica. A realização do presente estudo permitiu uma prévia avaliação das condições do aterro remediado de Seropédica no que diz respeito aos metais pesados analisados. Neste contexto, foi possível caracterizar o valor de pH e os níveis de alumínio, manganês, zinco, cádmio e chumbo no solo na área do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica. As análises do solo realizadas evidenciaram a importância relativa no estudo da contaminação do solo e remediação.

Baseado na análise química do solo para os parâmetros supracitados, foi constatado concentração acima do permitido em comparação com os valores orientadores para qualidade do solo, indicando contaminação em algumas amostras devido, provavelmente, à migração do chorume, resultado do aterro ter sido operado sem tecnologia adequada.

Caracterizações químicas da área do entorno do aterro remediado indicaram o teor de metais pesados existentes no solo, contribuindo para controle da qualidade ambiental. Os teores de alumínio apresentaram-se baixo, podendo estar associados ao valor de pH, este apresentou moderadamente alcalino na maioria das amostras. O manganês ocorre naturalmente em altas concentrações em solos tropicais. Destacam-se, neste estudo, os teores detectados de zinco e cádmio nas amostras de solo coletadas, que superaram os níveis de prevenção e investigação agrícola emitidos pela Resolução CONAMA 420/2009.

O estudo da caracterização do teor de metais pesados no solo reproduziu apenas uma de forma simples do que realmente deveria ser analisado, como o estudo de todos os elementos considerados metais pesados, dificultando uma melhor análise da área do aterro. Cabe destacar, que serão necessárias análises mais complexas, em trabalhos futuros, de análise do solo do aterro objetivando comprovar ou não a contaminação do solo.

Ressalta-se, que foi constatada em visitas à área do aterro remediado a inexistência de monitoramento ambiental e geotécnico. Neste caso, é recomendado que sejam realizados o monitoramento ambiental da água e do solo e o monitoramento geoambiental. Destaca-se que para se efetuar um monitoramento do solo com a finalidade de avaliar e controlar a existência de contaminação por chorume, que sejam realizadas regularmente análises físico-químicas dos parâmetros recomendados na literatura.

Pelas ações executadas durante a existência do aterro, que o município de Seropédica não se preocupou com os impactos ambientais, provavelmente pela falta de auto-suficiência tecnológica, pela dificuldade econômica e por estar localizado longe do centro urbano, com isso demonstrando não ser prioridade administrativa e política.

O estudo de caso mostrou a situação atual do entorno do aterro encerrado, em relação à presença de metais pesados, trazendo subsídios para ações político-administrativas municipais e estaduais, haja visto que o referido aterro de resíduos sólidos já foi remediado.

7.2 Sugestões

- Em decorrência dos resultados obtidos, sugere-se a continuidade dos estudos de contaminação do solo do aterro encerrado de Seropédica, abrangendo os parâmetros físicos e químicos.
- Realização de um estudo experimental, utilizando espécies vegetais brasileiras para a fitorremediação, levando-se em consideração características ambientais da região, pH, tipos de metais pesados, na área do aterro de resíduos sólidos encerrado de Seropédica, que visem à recuperação da área de estudo e ofereça a possibilidade de obter uma restauração biológica do solo. E ainda um estudo de fertilidade do solo para a viabilização, possível intervenção e fitorremediação, como também monitoramento de possíveis contaminantes químicos na vegetação presente na área.
- O monitoramento do solo e da água na área e entorno do aterro de RSU. Deve ser desenvolvido um monitoramento semestral com análises físico-químicas e

químicas do solo e das águas subterrâneas, até que os valores de concentração das substâncias químicas presentes, apresentem-se inferiores aos valores máximos permitidos pela legislação. Neste caso, devem ser implantados poços de monitoramento profundos para coleta de amostras de solo representativas. Recomenda-se análise de amostras da camada superficial e mais profunda do solo para fins de comparação.

- A ampliação do monitoramento com medição de gás, utilizando técnicas que avaliam a concentração do gás, que são de interesse em aterros de resíduos sólidos. Destaca-se que o monitoramento do gás metano possibilita quantificar a geração do mesmo, e desta forma, avaliar a sua aplicabilidade na geração de energia e de créditos de carbono.

- Realizar o monitoramento geotécnico, com o objetivo de analisar o comportamento deformacional do maciço e identificar feições de degradação e de instabilidade do maciço e de seus taludes.

- Investigação da saúde da população residente no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos considerando os efeitos de contato, tanto direto como indireto, com os gases emitidos e com o chorume.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 1999a. **Lead** CA# 7439-92-1. Disponível em: <<http://atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tfacts13.pdf>>. Acesso em: 13 abr. 2014.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 1999b. **Cadmium** CA# 7440-43-9. Disponível em: <<http://atsdr.cdc.gov/tfacts5.pdf>>. Acesso em: 13 abr. 2014.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 2007. **Lead** CA# 7439-92-1. Disponível em: <<http://atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tfacts13.pdf>>. Acesso em: 13 abr. 2014.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 2008. **Cadmium** CA# 7440-43-9. Disponível em: <<http://atsdr.cdc.gov/tfacts5.pdf>>. Acesso em: 13 abr. 2014.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 2012. **Cadmium** CA# 7440-43-9. Disponível em: <<http://atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tfacts5.pdf>>. Acesso em: 13 abr. 2014.

ALBERTE, E. P. V.; CARNEIRO, A. P.; KAN, L. Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. *Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana*. Ano III, n. 5, jun. 2005.

ALCÂNTARA, A. J. de O.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C. A. de; SOUZA, J. B. de. Teores de As, Cd, Pb, Cr e Ni e atributos de fertilidade de Argissolo Amarelo distrófico usado como lixão no município de Cáceres, estado de Mato Grosso. *Revista Brasileira de Geociências*, volume 41, n. 3, 2011.

ALCANTARA, D. de. Sobre as águas do Piranema: potencialidades e fragilidades na ocupação de um território em transformação. In: III SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE O TRATAMENTO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM MEIO URBANO E RESTRIÇÕES AMBIENTAIS AO PARCELAMENTO DO SOLO, 2014, Belém. *Anais A Dimensão Ambiental da Cidade APPURBANA 2014*. Belém: UFPA, 2014. v.1. p. 1-19. Disponível em: <<http://anpur.org.br/app-urbana-2014/anais/ARQUIVOS/GT3-253-64-20140522193411.pdf>>. Acesso em: 25 mar. 2015.

ALLEONI, L. R. F.; IGLESIAS, C. S. M.; MELLO, S. de C.; CAMARGO, O. A. de; CASAGRANDE, J. C.; LAVORENTI, N. A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. *Acta Scientiarum Agronomy*. Maringá, v. 27, n. 4, p. 729-737, Oct./Dec., 2005. Disponível

em:<<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/1348>>. Acesso em: 16 ago. 2014.

ALMEIDA, F. T.; CAMPOS, F. S.; SANTOS JÚNIOR, E. L. dos; TIBANA, S.; ROSA, C. C. B. da. Avaliação preliminar da qualidade da água em torno da área de disposição dos resíduos sólidos urbanos (ADRSU) da cidade de Campos dos Goytacazes – RJ. In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2004, CUIABÁ. **XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**. Cuiabá: ABAS, 2004. v. 1. p. 1-12. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23372>>. Acesso em: 25 mar. 2015.

ALMEIDA, G. **Tecnologia de Tratamento de Solos Contaminados**. 2000. Disponível em: <http://users.med.up.pt/faru/solos_tec_descont.htm>. Acesso em: 21 de mar. 2015.

ALMEIDA, T. L. de. **Implicações ambientais dos processos de atenuação de lixiviado em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2009. 328f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em:<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-25062009-123008/pt-br.php>>. Acesso em: 18 ago. 2014.

ALVES, A. K. **Proposta de manual técnico de medidas preventivas e corretivas para aterros sanitários encerrados**. 2010. 208f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, 2010. Disponível em: <http://www.bdtd.ufu.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=3405>. Acesso em 23 jul. 2014.

AL-WABEL, M.I.; AL-OMRAN, A. M.; SHALABY, A. A.; CHOUDHARY, M. I. Effect of sewage sludge on some chemical properties of calcareous sandy soils. **Communications in Soil Science and Plant Analalysis**, v. 29 (17&18), p. 2713-2724, 1998.

ANDRADE, C. E. S.; YOSHIMUCHI, A. P.; PAULA, B. A.; COUTO, D. B.; ANCHANJO, C. do R. **Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Conceitos e Informações Gerais**. Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais – FIEMG, 2011. Disponível em: <http://www7.fiemg.com.br/Cms_Data/Contents/central/Media/Documentos/BibliotecB/PDFs/FIEMG/cartilha_Areas_Contaminadas.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2014.

ANDRADE, J. C. M.; MAHLER, C. F. Avaliação de aspectos da fertilidade e biodisponibilidade de metais tóxicos no solo de cobertura de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos visando sua vegetação. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre – RS. **Anais do XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE**

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/impactos/vi-062.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2014.

ANDRADE, J. de A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de Solos Contaminados por Petróleo e seus Derivados. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, set. 2010.

ANICETO, K. C. P.; HORBE, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**. v.42, n. 1, p. 135-148, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100016>>. Acesso em: 10 ago. 2014.

ANJOS, J. Â. S. A.; SÁNCHEZ, L. E.; BERTOLINO, L. C. Remediação de áreas contaminadas: proposições para o sítio da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA. In: FRANCISCO REGO CHAVES FERNANDES; LUIZ CARLOS BERTOLINO; SÍLVIA GONÇALVES EGLER. (Org.), 2012. **Projeto Santo Amaro - BA: aglutinando ideias, construindo soluções - diagnósticos**. 1ed. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral, 2012, Cap.10, p. 103-130.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8849**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9604**: Abertura de poço e trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas - Procedimento. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502**: Rochas e Solos. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (BNDES). **Pesquisa Científica. Produto 4: Relatório final do perfil institucional, quadro legal e políticas públicas relacionados a resíduos sólidos urbanos no Brasil e no Exterior. Tema: Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão.** Pernambuco, 2012. Disponível em: <<http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%3%9ADO%20DIGITAL/UFPE%20-%20FADE/PESQUISA%20-%20TECNOLOGIAS%20-%20BRASIL,%20EUROPA,%20USA,%20JAP%3%83O.pdf>>. Acesso em 5 jun. 2014.

BARBOSA, G. R.; MONSORES, A. L. M.; NUMMER, A. R.; MIRANDA, A. W. A.; CASTRO, D. R. M.; TUBBS FILHO, D. Aspectos hidrodinâmicos dos aquíferos aluvionares a oeste da Bacia do Rio Guandu, município de Seropédica/ Rio de Janeiro. In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2004, Cuiabá. **Anais do XVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**. CUIABÁ: 200.v. 11, n. 1, p. s/n-s/n.

BARROS, L. H. dos S. **Requalificação dos Aterros Desativados (Brownfields) no Município de São Paulo: Parques (Greenfields) Raposo Tavares e Jardim Primavera**. 2011. 403f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. Disponível em: < <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/16/16135/tde-31052012-103256/pt-br.php>>. Acesso em: 13 ago. 2014.

BARROS, M. J. da S.; CHAVES, M. J. L.; RODRIGUES, E. de A.; QUEIROZ, Z. F.; BRAGA, R. C. Influência da agitação para remoção dos íons tóxicos manganês, ferro, zinco com polissacarídeos de *Hymenaea courbaril* em amostras sintéticas. In: VII CONNEPI CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 2012, Palmas, Tocantins. **23. ENGENHARIAS – ENGENHARIA SANITÁRIA – Ciência, tecnologia e inovação: ações sustentáveis para o desenvolvimento regional**. Tocantins: 2012. Disponível em:< <http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/238/2223>>. Acesso em: 16 maio 2014.

BARROZO, F.; VIANA, E. Análise do Passivo Ambiental do Lixão Desativado de Carapicuíba – SP. In: III CONFERÊNCIA INTERNACIONAL DE GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2013, São Paulo. **III CONFERÊNCIA INTERNACIONAL DE GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS**, 2013. Disponível em:<http://gral.eng.br/g/images/easyblog_images/73/ANLISE-DO-PASSIVO-AMBIENTAL-DO-LIXO-DESATIVADO-DE-CARAPICUIBA-SP-GRAL2013.pdf>. Acesso em: 22 maio 2015.

BARTENFELDER, D. Stabilization: a strategy for RCRA corrective action. In: **RCRA Corretive Action Stabilization Technologies**. Proceedings. Washington: USEPA, p. 19, 1992.

BECEGATO, V. A.; WALTER, J. de A.; NETO, S. L. R.; CABRAL, J. B. P.; MARCON, A. K.; MIRANDA, L.; SPIAZZI, F. Distribuição espacial de elementos radioativos e metais pesados no lixão desativado da cidade de Lages-SC. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia** – Campus Jataí – UFG. Jataí-GO, n. 14, jan-jun, 2010.

BELI, E.; NALDONI, C. E. P.; OLIVEIRA, A. C.; SALES, M. R.; SIQUEIRA, M. S. M.; MEDEIROS, G. A.; HUSSAR, J. G.; REIS, F. A. G. V. Recuperação da Área Degradada pelo Lixão Areia Branca de Espírito Santo do Pinhal – SP. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 2, n. 1, p. 135-148, jan/dez, 2005.

BERNARDI FILHO, N. A. **Subsídios bibliográficos para utilização de lixão desativado para disposição final de resíduos sólidos gerados no setor**

calçadista do município de Jaú-SP. 2005. 107f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. Disponível em: < <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-21042006-233933/pt-br.php>>. Acesso em: 6 ago. 2014.

BISORDI, M. S.; GONÇALVES, A.; MILANO, F. C. O processo de transformação de lixão em aterro sanitário. In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS - RESID'2004, 2004, São Paulo. **Anais.** São Paulo: ABGE, 2004. Disponível em: < <http://etg.ufmg.br/~gustavo/geotecniaaplicada/p8.pdf>>. Acesso em: 24 jul. 2013.

BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. de S.; CORRÊA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma Cerrado sob condições de incubação. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 29, n. 6, p. 1952-1960, Nov./Dec. 2013.

BRAGATO, M. **Tratamento “in-situ” de solo contaminado por derivado de Petróleo e Metais.** 2006. 194f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: < <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3133/tde-15032007-011934/pt-br.php> >. Acesso em: 14 maio 2015.

BRASIL. Lei nº. 6.528, de 11 de maio de 1978. Dispõe sobre as tarifas dos serviços públicos de saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 11 maio 1978. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6528.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 19 dez. 1979. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6766.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 02 de set. de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 31 ago. 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado>. Acesso em: 10 jun. 2014.

BRASIL. Lei nº. 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Institui, para os Estados, Distrito Federal e Municípios, compensação financeira pelo resultado da exploração de petróleo ou gás natural, de recursos hídricos para fins de geração de energia elétrica, de recursos minerais em seus respectivos territórios, plataformas continental, mar territorial ou zona econômica exclusiva, e dá outras providências.

(Art. 21, XIX da CF). **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 28 dez. 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7990.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 8.001, de 13 de março de 1990. Define os percentuais da distribuição da compensação financeira de que trata a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 13 mar. 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L8001.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 8.036, de 11 de maio de 1990. Dispõe sobre o Fundo de Garantia do Tempo de Serviço, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 11 maio 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L8036consol.htm>. Acesso em: 5 maio 2014.

BRASIL. Decreto nº. 99.274, de 6 de junho de 1990. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 6 jun. 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/antigos/d99274.htm>. Acesso em: 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 8.080, de 19 de setembro de 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 jan. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8080.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 8.666, de 21 de junho de 1993. Regulamenta o art. 37, inciso XXI, da Constituição Federal, institui normas para licitações e contratos da Administração Pública e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 21 jun. 1993. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8666cons.htm>. Acesso em: 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 8.987, de 13 de fevereiro de 1995. Dispõe sobre o regime de concessão e permissão da prestação de serviços públicos previsto no art. 175 da Constituição Federal, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 13 fev. 1995. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8987cons.htm>. Acesso em: 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de

dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 08 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em 10 jun. 2014.

BRASIL. Lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 12 fev. 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm>. Acesso em: 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 27 abr. 1999. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9984.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 10 jul. 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 5 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Lei nº. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 jan. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 5 maio 2014.

BRASIL. Decreto nº. 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil** Brasília,

DF, 12 fev. 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7404.htm>. Acesso em: 5 maio 2014.

BROWN, S. L.; CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. **Phytoremediation Potential of *Thlaspi caerulescens* and Bladder Campion for Zinc- and Cadmium-Contaminated Soil**. Journal of Environmental Quality 23:1151-1157 (1994).

BRUM, T. **Remediação Ambiental de Áreas Contaminadas por Explosivos**. 2010. 123f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro, 2010.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M. E. (Ed.) **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**, 2001, Jaboticabal. Jaboticabal: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência Guarapuava** (PR), v.6, n.3, p.547 – 565, Set./Dez., 2010.

CARVALHO, A. L. de; MATOS, A. T. de; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. de. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 14, n. 2, p. 131-138, Abr./Jun, 2006.

CARVALHO, A. V. S. de. **Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados**. 2006. 76 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2006.

CASTRO, B. A. C. de. **Notas de Aula - “CONSTRUÇÃO DE ESTRADAS E VIAS URBANAS”**. 2002.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S. O.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 939-947, abr., 2007.

CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F. de; ARAUJO, D. de; FRANÇA, C. P. de. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 167-176, abr-jun, 2010.

CHAVES, L. H. G.; SOUZA, R. S. de; CHAVES, I. de B.; TITO, G. A. Adsorção de metais pesados em luvisolos e cambissolos do Estado da Paraíba. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 6, n. 2, p. 150-162, mai. /ago., 2009.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachates plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 7-8, p. 659- 718, 2001.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo, Edgard Blücher, 2ª edição, 1980.

COLEMAN, D. C.; CROSSLEY JR., D. A.; HENDRIX, P. F. **Fundamentals of Soil Ecology** (Second Edition). Elsevier Inc. 2004.

COMITÊ GUANDU. Disponível em: <<http://www.comiteguandu.org.br/hidrografica.php>>. Acesso em: 13 jun. 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. CETESB/GTZ. São Paulo, 1999 e atualizações. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/areas.asp>. Acesso em: 10 jun. 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. 73 P.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB); GTZ. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas** — 2ªed. — São Paulo: CETESB, 2001. [389] p. em várias paginações.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 30 set. 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas – 2007 (DD nº 103/2007/C/E)**. São Paulo, 2007. 40p. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/45/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf>>. Acesso em: 30 set. 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Chumbo e seus compostos**. São Paulo, 2012. Disponível em: <http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2013/11/chumbo.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2015.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/solo/valores-orientadores-2014.pdf>>. Acesso em: 10 mar 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

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.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº. 460, de 30 de dezembro de 2013. Altera a Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências.

COSTA, C. N. da. **Disciplina de Fundamentos de Geotecnia. Capítulo 2 – Introdução**. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil. 2007. Disponível em: <http://www2.dec.fct.unl.pt/seccoes/S_Geotecnia/Fundamentos_Geotecnia/2_introducao.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2015.

COSTA, O. B. da; SILVA, C. V. de J.; SOUZA, A. H. N. de. Uso do solo e fragmentação da paisagem no município de Seropédica – RJ. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 2013, Foz do Iguaçu, Paraná, PR. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR**. Paraná: INPE, 2013. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1136.pdf>>. Acesso em: 17 jan. 2015.

CREPALDI, C. **ANÁLISE DE PARÂMETROS DO MONITORAMENTO AMBIENTAL DA MINA DO TREVO – SIDERÓPOLIS, SC**. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo 2003.

DANTAS, K. M. C. **Proposição e avaliação de sistemas de gestão ambiental integrada de resíduos sólidos através de indicadores em municípios do Estado**

do Rio de Janeiro. 2008. 401f. Tese (doutorado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

DEFILIPO, B. V.; RIBEIRO, A. C. **Análise Química do Solo (Metodologia)** – Boletim de Extensão. 2 ed. Viçosa, 1997. 26 p.

DEXTER, A. R. Advances in Characterization of Soil Structure. **Soil & Tillage Research**, 11 (1988)199-238.

DORES, L. A. C. B. **Encerramento de aterro sanitário: estudo de caso.** 2007. 116f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Taubaté, Taubaté, 2007. Disponível em:

<http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&o_obra=202876>. Acesso em: 23 jan. 2014.

DOURADO, K. A. **Condutividade hidráulica de materiais de baixa permeabilidade: desenvolvimento, construção e teste de um sistema de medida.** 2003. 96f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2003. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18132/tde-02042007-155703/pt-br.php>>. Acesso em: 13 maio 2014.

DUARTE, L F.; BAPTISTA, A. C.; DEBIASI, P.; ANTUNES, M. A. H. Carta de Suscetibilidade à Erosão da Região Hidrográfica do Rio Guandu, RJ. In: XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA. V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento. XXV Expositiva, 2014, Gramado. **XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA. V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento. XXV Expositiva.** Gramado: 2014. Disponível em: <http://www.cartografia.org.br/cbc/trabalhos/6/154/CT06-40_1404394884.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2015.

ECHART, C. L.; CAVALLI-MOLINA, S. Fitotoxicidade do Alumínio: Efeitos, Mecanismo de Tolerância e seu Controle Genético. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.31, n.3, p.531-541, 2001.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Manual de Métodos de Análise de Solo. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos.** Rio de Janeiro. 1997.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **The Love Canal Tragedy.** EPA Journal, January, 1979. Disponível em: <<http://www.epa.gov/aboutepa/history/topics/lovecanal/01.html>>. Acesso em:

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Waste.** 2014 Disponível em: <<http://www.epa.gov/epawaste/>>. Acesso em: 22 set. 2014.

EUROPEAN ALUMINIUM ASSOCIATION (EAA). **Aluminium and Health.** 2011. Disponível em: <<http://www.european->

aluminium.eu/pdf/EAA%20Fact%20sheet%20%20ALUMINIUM%20IN%20THE%20BODY.pdf>. Acesso em: 18 set. 2014.

FADIGAS, F. de S.; AMARAL-SOBRINHO, N. M. B. do; MAZUR, N. ANJOS, L. H. C. dos; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. Solos e Irrigação. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 2, 151-159, 2002.

FERNANDES, J. D.; DANTAS, E. R. B.; BARBOSA, J. N.; BARBOSA, E. A. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, SP, Brasil v. 7, n. 1, p. 231-255, jan-abr, 2011. Disponível em: <<http://www.rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/viewFile/365/235>>. Acesso em: 20 set. 2014.

FERNANDES, M. M.; MAGALHÃES, L. M. S.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; BRITO, R. J. de; MOURA, M. R. de. Influência de Diferentes Coberturas Florestais na Fauna do Solo na Flona Mário Xavier, no Município de Seropédica, RJ. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 41, n. 3, p. 533-540, jul/set. 2011.

FERNANDES, W. A. A.; RODRIGUES, W. L. J.; FERREIRA, W. M.; PIMENTEL, M. A. da S. A problemática do lixo e seu transporte fluvial: um risco a saúde pública e a degradação ambiental na Ilha de Cotijuba (Belém/PA). **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 1, n. 4, p. 349-357, 2012.

FERRARESI, T. M.; SILVA, W. T. L. da; MARTIN-NETO, L.; SILVEIRA, P. M. da; MADARI, B. E. Espectroscopia de infravermelho na determinação da textura do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, 36, 1769-1777, 2012.

FERREIRA, P. C.; PIAI, K. de A.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Alumínio como fator de risco para a doença de Alzheimer. **Rev. Latino-americana Enfermagem**, jan.-fev; 16 91, 2008.

FERREIRA, R. de P.; MOREIRA, A.; RASSINI, J. B. **Toxidez de alumínio em culturas anuais**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste 2006. 35 p.; 21 cm. – (Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos, 63).

FILHO, E. I. F.; FRANCELINO, M. R. **Apostila Solo como Sistema Trifásico**. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. SOL 250 – Constituição, Propriedades e Classificação de Solos. 2001.

FIÚZA, A. M. A. Considerações sobre Tecnologias de Reabilitação de Solos Contaminados. In: REQUALIFICAÇÃO E DESCONTAMINAÇÃO DOS SOLOS. Indústria e Ambiente 54. Jan/Fev., 2009. **REQUALIFICAÇÃO E DESCONTAMINAÇÃO DOS SOLOS. Indústria e Ambiente**. Disponível em: <http://paginas.fe.up.pt/~cigar/html/documents/IndustriaAmbiente_000.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2015.

FORSYTHE, W. **Física de suelos: manual de laboratório**. New York: University Press, 1975. 324p.

FRANÇA, R. G.; RUARO, E. C. R. Diagnóstico da disposição final dos resíduos sólidos urbanos na região da Associação dos Municípios do Alto Irani (AMAI), Santa Catarina. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 14, n. 6), p. 191-2197, 2009.

GALINDO, I. C. de L.; RIBEIRO, M. R.; SANTOS, M. de F. de A. V.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. de A. e L. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no Município de Jataúba, PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32, p. 1283-1296, 2008.

GARCIA, S. C.; GIODA, A.; NASCIMENTO, D. B. do. O Problema da Contaminação na Determinação de Traços de Alumínio. **Química Nova**, vol. 20, n. 4, p. 407-411, 1997. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421997000400011>>. Acesso em: 16 dez. 2014.

GERARDI, L. H. de O.; CARVALHO, P. F. de. **Geografia: ações e reflexões**. Rio Claro: UNESP/IGCE: AGETEO, 2006. 431 p.: il., gráfs., tabs., mapas.

GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; FERNANDES, M. M. Carbono da Biomassa da Serrapilheira e do Solo de Diferentes Tipos de Vegetação na Floresta Nacional Mário Xavier, RJ. **Rev. Univ. Rural**, Sér. Ci. Vida. Seropédica, RJ, EDUR, v. 25, n. 2, jul.- dez., p. 31-37, 2005.

GLOEDEN, E. **Gerenciamento de Áreas Contaminadas na Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga**. 1999. 239f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44133/tde-12022015-152823/en.php>>. Acesso em: 18 fev. 2015.

GOOGLE EARTH-MAPS. <<http://earth.google.com>>. Acesso em: 2015.

GOMES, E.R.; MOREIRA, F. G. S.; SOUSA, J. B.; ALCÂNTARA, P. B. Análise das concentrações de biogás em lixão desativado no município de Juazeiro do Norte – CE. In: VII CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO – VII CONNEPI, 2012, PALMAS – TOCANTINS. Ciência, Tecnologia e Inovação: Ações Sustentáveis para o desenvolvimento para o desenvolvimento regional. **VII CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO - VII CONNEPI**. Tocantins: 2012. Disponível em: <<http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/885/2234>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

GONÇALVES, H. H. S.; MARINHO, F. A. M.; FUTAI, M. M. **Notas de Aulas Revisadas- 2014**. 2014. Disponível em: <http://www.fau.usp.br/cursos/graduacao/arq_urbanismo/disciplinas/pef0522/Pef0522-notas_de_Aula.pdf>. Acesso em: 24 out. 2014.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Características e Propriedades dos Solos Relevantes para os Estudos Pedológicos e Análise dos Processos Erosivos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 19, 1996.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos Ci. Solo**, 4, p. 345-390, 2005.

GUIMARÃES, C. P. **Aplicação de Indicadores da Qualidade Ambiental em um Aterro Sanitário no Norte de Mato Grosso**. 2009. 79f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso, 2009.

HASSUDA, S. Procedimentos de caracterização de áreas contaminadas. I Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 2003, Rio de Janeiro. **XIII ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS**. Rio de Janeiro: 2003. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/23952/16006>>. Acesso em: 26 out. 2014.

HILLEL, D. **Out of the earth: civilization and the life of the soil**. 1991.

HYPOLITO, R.; EZAKI, S. Íons de metais pesados em sistema solo-lixo-chorume-água de aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo-SP. **Águas Subterrâneas**, v. 20, n. 1, p.99-114, 2006.

HUANG, X.; ALAWI, Y. E.; GURSKA, J.; GLICK, B. R.; GREENBERG, B. M. A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (TPHs) from soils. **Microchemical Journal**, 81, p.139-147, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. (Série Manuais Técnicos em Geociências N1). Rio de Janeiro, 1992. Disponível em:<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/vegetacao/manual_veget_vege.shtm>. Acesso em: 19 fev.2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades. Seropédica**. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/23321>>. Acesso em: 25 mar. 2014.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: diagnóstico dos resíduos urbanos, agrosilvopastoris e a questão dos catadores**. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/comunicado/120425_comunicad_oipea0145.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2014.

IWAI, C. K. **Avaliação da qualidade das águas subterrâneas e do solo em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno**

porte: aterro sanitário em valas. 2012. 270f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-24042012-092035/pt-br.php>>. Acesso em: 27 set. 2014.

JENNINGS, A. A. Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surfasse soil contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 118, n. 30, p. 72-95, mar, 2013.

JESUS, L. S. de. **Estudo da Permeabilidade dos Solos de Fundação do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru – SP.** 2012. 158f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2012. Disponível em: <http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/bba/33004056089P5/2012/jesus_Is_me_bauru_prot.pdf>. Acesso em: 14 out. 2014.

JORGE, F. N.; BAPTISTI, E.; GONÇALVES, A. Monitoramento em aterros sanitários nas fases de encerramento e de recuperação: desempenhos mecânico e ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS - RESID'2004, 2004, São Paulo. **Anais.** São Paulo: ABGE, 2004. Disponível em: <<http://etg.ufmg.br/~gustavo/geotecniaaplicada/p7.pdf>>. Acesso em: 24 jul. 2013.

JURAS, I. da A. G. M. Legislação sobre Resíduos Sólidos: comparação da Lei 12.305/2010 com a Legislação de Países Desenvolvidos. **Brasília: Câmara dos Deputados.** 2012. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/documentos-e-pesquisa/publicacoes/estnottec/areas-da-conle/tema14/2012_1658.pdf>. Acesso em: 8 mar. 2014.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants.** Boca Raton, Flórida: CRC Press, 1984. 315 p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants.** Boca Raton, Flórida: CRC Press, 1985.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants.** 4a ed., Boca Raton, CRC Press, 2000. 331p.

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

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants.** 4rd ed. Boca Raton: CRC Press, 505p, 2010.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements i Soils and Plants.** 4th ed. 2011.

KEMERICH, P. D. da C.; FLORES, C. E. B.; BORBA, W. F. de; FLORES, B. A.; FILHO, L. L. D. V.; BARROS, G.; GERHARDT, A. E.; RODRIGUES, A. C. Variação espacial das concentrações de cádmio e manganês em solo ocupado por aterro

sanitário. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas** – UFSM, Santa Maria. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET – vol. 17, n. 17, dez., p. 3336-3345, 2013.

KÖHNE, J. M; KÖHNE, S.; GERKE, H. H. Estimating the hydraulic functions of dual-permeability models from bulk soil data. **Water Resources Research**, vol. 38, no. 7, 1121, 10.1029/2001WR000492, 2002.

KONDO, M. K. Gênese, Morfologia e Classificação do Solo. **Notas de Aula**. Universidade Estadual de Montes Claros. Departamento de Ciências Agrárias. Curso de Zootecnia, 2008.

KRELING, M. T. **Aterro Sanitário da Extrema e resíduos sólidos urbanos domiciliares: percepção dos moradores – Porto Alegre – RS**. 2006. 156f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2006.

LACERDA, M. P. C.; ANDRADE, H.; QUÉMÉNEUR, J. J. G. Correlação entre Material de Origem e Perfis de Alteração em Solos com B textural na Região de Lavras, MG. **Ciência Agrotec.**, Lavras, v. 24, n. 3, p. 585-596, jul./set., 2000.

LADEIRA, F. S. B. SOLOS DO PASSADO: ORIGEM E IDENTIFICAÇÃO. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:1773-1786, 2010.

LANGE, L. C. et al. Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos aplicado a aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. et al. (Org.). **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2002.

LANZA, V. C. V.; MACHADO, R. M. G. M.; TORQUETTI, Z. S. C.; FERNANDES, P. R. M.; REIS, A. G.; TEIXEIRA, C. Z. **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte, MG: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 36 p.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos. p. 112. 2002

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010. V. 1. 216p.

LIMA et al. **Mapeamento de Solos: do tradicional ao digital**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2013, 52 p. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/116635/1/doc-316.pdf>>. Acesso em: 9 mar.2014.

LIMA, J. S. **Avaliação da contaminação do lençol freático do Lixão Município de São Pedro da Aldeia – RJ.** 2003. 87f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

LINS, E. A. M. **A UTILIZAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO NA ESTIMATIVA DO PERCOLADO GERADO NO ATERRO DA MURIBECA.** 2003. 142f. Universidade Federal de Pernambuco. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2003. Disponível em: <<http://www.liber.ufpe.br/teses/arquivo/20040809115003.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2014.

LONDE, P. R.; BITAR, N. A. B. Importância do uso de vegetação para contenção e combate à erosão em taludes do lixão desativado no município de Patos de Minas (MG). **Perquirere**: Patos de Minas: UNIPAM, v. 8, n. 2, p. 224-249, dez. 2011.

LOUREIRO, S. M. **Índice de Qualidade no Sistema da Gestão Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos – IQS.** 2005. 489f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <http://www.getres.ufrj.br/pdf/LOUREIRO_SM_05_t_M_int.pdf>. Acesso em: 29 out. 2014.

MACHADO, M. E.; MENEZES, J. C. S. dos; COSTA, J. F. C. L.; SCHNEIDER, I. A. H. Análise e avaliação da distribuição de metais pesados em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos “Aterro Invernadinha”. **Evidência**, Joaçaba v. 11 n. 2, p. 69-82, julho/dezembro 2011.

MACHADO, S. L.; MACHADO, M. de F. **MECÂNICA DOS SOLOS I Conceitos introdutórios.** Escola Politécnica Departamento de Ciência e Tecnologia dos Materiais (Setor de Geotecnia). Disponível em: <<http://www.lsp.cct.uema.br/apostila1.htm>>. Acesso em: 25 out. 2014.

MAGALHÃES, J. S. B. **Avaliação da gestão de sítios contaminados por resíduos perigosos nos EUA, Canadá, Países Europeus e Brasil, e exemplo de um manual simplificado de avaliação de saúde ambiental destes sítios para o Brasil.** 2000. 95 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2000.

MANZINI, F. F.; SÁ, K. B. de; PLICAS, L. M. de A.; MOREIRA, A. B. M. Tecnologias de Remediação de Solos. Periódico Eletrônico. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. v. 07, n. 12, 2011. Categoria: Artigo Completo.

MARINO, T. B.; GOES, M. H. de B.; SILVA, N. M. F. da. Geoprocessamento no Apoio à Avaliação da Qualidade de Vida no Município de Seropédica (RJ). In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 2013, Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil. **Anais XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO**

REMOTO – SBSR. Paraná: 2013. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0303.pdf>>. Acesso em: 24 jun.2014.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C; SILVA, J. J. L. S. da. Desafios Técnicos e Barreiras Sociais, Econômicas e Regulatórias na Fitorremediação de Solos Contaminados. **R. Bras. Ci. Solo**, 35, 1-11, 2011.

MARQUES, R. F. P. V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais.** 2011. 95f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2011.

MATOS, et al. Impactos ambientais decorrentes do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Belém-PA: aplicação de ferramentas de melhoria ambiental. **Revista Caminhos da Geografia Uberlândia**, v.12, n.39 set., p.297-305, 2011.

McBRATNEY, A. B.; MORAN, C. J.; STEWART, J. B.; CATTLE, S. R.; KOPPI, A. J. Modifications to a method of rapid assesment of soil macropore structure by image analysis. **Geoderma**, 53, 255-274, 1992.

McBRIDE, M. B. **Environmental Chemistry of Soils.** Oxford University Press, 1994.

MELLO, L. C. Eletroresistividade e possibilidade de água subterrânea no assentamento rural Casas Altas-Eldorado, Seropédica, RJ. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1998, São Paulo, São Paulo. **X CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.** São Paulo:1998. p.30. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22243>>. Acesso em: 3 mar. 2015.

MELO, E. E. C. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; SANTOS, A. C. Q.; SILVA, A. S. da. Disponibilidade e Fracionamento de Cd, Pb, Cu e Zn em função do pH e Tempo de Incubação com o Solo. **Ciência Agrotec.**, Lavras, v. 32, n. 3, p. 776-784, maio/jun., 2008.

MELO, E. F. R. Q.; MENEGHETTI, L. R. R.; ASTOLFI, R. M.; CAVELHÃO, G. Monitoramento da atenuação natural do solo de cobertura em um aterro de resíduos sólidos urbanos em Passo Fundo, RS. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v.4, n.2, p.5 a 16, 2010 / ISSN 1981-8858.

MENDONÇA-SANTOS, M. de L.; SANTOS, H. G. **Mapeamento Digital de Classes e Atributos de Solos: métodos, paradigmas e novas técnicas.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 19p.- (Embrapa Solos. Documentos; n. 55).

MIGUEL, P. S. B. et al. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, v. 24, Juiz de Fora, 2010.

MONDELLI, G. **Investigação geoambiental em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos utilizando a tecnologia do piezocone**. 2004. 264f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3145/tde-06052004-152910/pt-br.php>>. Acesso em: 16 mar. 2015.

MONDELLI, G. **Integração de diferentes técnicas de investigação para avaliação da poluição e contaminação de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2008. 392f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18132/tde-11032009-095706/pt-br.php>>. Acesso em: 24 mar. 2015.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Victor Zular Zveibil (Coord.) Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <<http://www.ibam.org.br/publique/media/manualRS.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2014.

MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. de O.; FRIES, M. Degradação de resíduos e alterações na resistividade elétrica, pH e Eh. **Revista Brasileira de Geofísica**, 27 92, p. 283-293, 2009.

MOREIRA-NORDEMANN, L. M. A geoquímica e o meio ambiente. **Geochimica Brasiliensis**, v. 1, p. 89-107, 1987.

MOTUZOVA, G. V.; MINKINA, T. M.; KARPOVA, E. A.; BARSOVA, N. U.; MANDZHIEVA, S. S. Soil contamination with heavy metals as a potential and real risk to the environment. **Journal of Geochemical Exploration**, 144, p. 241–246, 2014.

MOURA, A. N. de. **Remediação de Áreas Contaminadas com Metais Pesados utilizando *Acidithiobacillus* sp.** 2006. 251f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-15032007-113057/pt-br.php>>. Acesso em: 18 out. 2014.

MOURA, C. L.; HYPOLITO, R.; PUGAS, M. S.; EZAKI, S.; S. C. NASCIMENTO. COMPROMETIMENTO DO MEIO SUBTERRÂNEO PELAS ATIVIDADES ORIUNDAS DE ATERROS SANITÁRIOS NA REGIÃO DE TREMEMBÉ/SP. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, 2009, São Paulo-SP. **Anais do I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**. São Paulo: ABAS, 2009. v. 1. p. 1-15. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/21948>>. Acesso em: 20 fev. 2015.

MUGGLER, C. C.; SOBRINHO, F. de A. P.; MACHADO, V. A. EDUCAÇÃO EM SOLOS: PRINCÍPIOS, TEORIA E MÉTODOS. **R. Bras. Ci. Solo**, 30:733-740, 2006.

MUÑOZ, V. A. Análise Geomorfométrica de Dados SRTM aplicada ao Estudo das Relações Solo-Relevo. **São José dos Campos**: INPE, 2009.

MUÑOZ, V. A.; VALERIANO M. de M.; WEILL, M. de A. M. Estudo das relações solo-relevo pela análise geomorfométrica de dados SRTM e TOPODATA e a técnica de recuperação de conhecimento a partir de mapas. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 2011, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p. 9261. **Anais do XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR**. Paraná: SBSR, 2011. p. 9261-9268. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p1508.pdf>>. Acesso em: 4 jul. 2014.

NASCENTES, R. **Estudo da Mobilidade de Metais Pesados em um Solo Residual Compactado**. 2006. 174f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2006. Disponível em: <http://www.tede.ufv.br/tesesimplificado/tde_arquivos/43/TDE-2006-12-20T065912Z-187/Publico/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 25 out. 2014.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). **In Situ Bioremediation: When Does It Work?** Washington, DC, National Academy Press, 1993.

NEPPI, D. M. L.; MANCA, R. S.; BELI, E. Plano de fechamento do aterro em valas do Município de Santo Antônio do Jardim - São Paulo. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 7, n. 4, p. 055-072, out. /dez. 2010.

NETO, L. de F. da S. **Pedogênese e matéria orgânica de solos hidromórficos da Região Metropolitana de Porto Alegre**. 2010. 117f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2010. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/catalogo/REC000gnbsb9002wx5ok0edacxl2ou5gzd.html>. Acesso em: 18 ago.2014.

NETO, P. N; MOREIRA, T. A. Política nacional de resíduos sólidos - reflexões acerca do novo marco regulatório nacional. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 15, mar., 2010.

NÓBREGA, C. C.; SOUZA, I. M. F.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; GADELHA, C. L. M. Impacto de um lixão desativado na qualidade das águas subterrâneas locais. In: SIMPÓSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESÍDUOS, 1., 2008, Castellón. **Artigos...** Disponível em: <<http://www.redisa.uji.es/artSim2008/riesgo/A3.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2015.

NUMMER, A. R.; MIRANDA, A. W. A.; MONSORES, A.; CASTRO, D. R. M. de; TUBBS FILHO, D. Análise Estrutural de Fraturas e Falhas aplicada ao Mapeamento Hidrológico em Áreas do Cristalino: Estudo Preliminar no Município de Seropédica, Rio de Janeiro. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS E I SIMPÓSIO DE HIDROLOGIA DO SUDESTE, 2003, Petrópolis. **Anais do XIII**

ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, I SIMPÓSIO DE HIDROGEOLOGIA DO SUDESTE. PETRÓPOLIS: ABAS, 2003. V. 1. P. 175-186.

Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/23969/16021>>. Acesso em: 22 ago. 2014.

OLIVEIRA, D. M. de. **Aplicação da Técnica de Solidificação/Estabilização para Resíduos Oleosos da Indústria Petrolífera, utilizando Solo Argiloso e Bentonita.** 2003. 153f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/86162>>. Acesso em: 16 out. 2014.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162001000400024>>. Acesso em: 2 set. 2014.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JUNIOR, C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 4, p. 529-538, 2002.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 211-217, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000300007>>. Acesso em: 22 out. 2014.

OLIVEIRA, L. F. C. de; FREITAS, J. S.; GENEROSO, C. M.; FIA, R. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente Água**, vol. 9, n. 2, pp.288-301, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1274>>. Acesso em: 18 jan. 2015.

OLIVEIRA, T. S.; COSTA, L. M. Metais pesados em solos de uma topolitossequência do Triângulo Mineiro. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 28, p. 785-796, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v28n4/21801.pdf>>. Acesso em: 8 set. 2014.

OLIVEIRA, T. S.; COSTA, L. M.; CRUZ, C. D. Importância relativa dos metais pesados do solo na identificação e separação de materiais de origem. **Revista Ceres**, v. 45, n. 260, p. 359-371, 1998.

OTTEN, A.; ALPHENAAR, A.; PIJLS, C.; SPUIJ, F.; DE WIT, H. **In Situ Soil Remediation.** Volume 6. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1997.

PAGANINI, W. da S.; SOUZA, A. de; BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Engenharia Sanitária Ambiental**, vol.9, n.3, pp. 225-239, 2004.

PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos. **Cadernos de Referência Ambiental**, Centro de Recursos Ambientais (BA), v.2, 150p, 2001.

PAUL, A. Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. Third Edition. **Elsevier Inc.** 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/book/9780125468077>>. Acesso em: 13 jun. 2014.

PAYE, H. de S.; MELLO, J. W. V. de; ABRAHÃO, W. A. P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O.; MELO, S. F. de; FRANÇA, M. M. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 34, n. 6, pp. 2041-2051, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600028>>. Acesso em: 25 set. 2014.

PEREIRA, D. dos R.; RIBEIRO, D. P. Influência da textura do solo sobre os parâmetros dos modelos de Van Genuchten e Brooks e Corey. In: XIV Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e X Encontro Latino Americano de Pós-Graduação, 2010, São José dos Campos, SP. – Universidade do Vale do Paraíba. 2010. **XIV Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e X Encontro Latino Americano de Pós-Graduação**. São Paulo: 2010. Disponível em: <http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2010/anais/arquivos/RE_0871_0922_02.pdf>. Acesso em: 17 out. 2014.

PIERANGELI, M. A. P.; NÓBREGA, J. C. A.; LIMA, J. M. de; GUILHERME, L. R. G.; ARANTES, S. A. do C. M. Sorção de cádmio e chumbo em Latossolo Vermelho Distrófico sob efeito de calcário e fosfato. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 04, n. 01, p. 42-47, 2009. Disponível em: <<http://www.agraria.pro.br/sistema/index.php?journal=agraria&page=article&op=viewArticle&path%5B%5D=10.5039%2Frbca.2009.348>>. Acesso em: 23 set. 2014.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

PINTO FILHO, J. L. de O.; SOUZA, M. J. J. B. de; SANTOS, E. G. dos; GÊ, D. R. F.; CEZAR FILHO, P. Monitoramento dos teores totais e disponíveis de metais pesados no Lixão do Município de Apodi-RN. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.7, n.1, p. 141 – 147, 2012.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.

PITRAT, D. M. J.J. **Avaliação da contaminação por metais em rios: estudo de caso da bacia do rio Passaúna**. 2010. 231f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2010. Disponível em: < <http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/handle/1884/24115>>. Acesso em: 14 dez. 2014.

POLICARPO, N. A. **Tratamento de Solos Contaminados com Bifenilas Policloradas (PCBs)**. 2008. 72f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. Disponível em: < <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-15092008-140303/pt-br.php> >. Acesso em: 15 dez. 2014.

POSSAMAI, F. P. et al. Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina: análise dos riscos à saúde pública e ao meio ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, 12(1):171-179, 2007.

RAIJ, B. VAN. **Avaliação da Fertilidade do Solo**. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, 1981.

RAMIRES, J. Z. dos S.; RIBEIRO, W. C. **Gestão dos Riscos Urbanos em São Paulo: as áreas contaminadas**. Confins, 13 / 2011.

RAMOS, N. P.; LUCHIARI JUNIOR, A. **Monitoramento ambiental**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. 2015.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, 150, 468-493, 2008.

RIEGER, L. C. O.; CORINGA, E. A. O.; CORINGA, J. E. S. Caracterização do solo e níveis de elementos-traço no Aterro Sanitário de Cuiabá/MT. In: 52º CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 2012, Recife. **52º CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA**, 2012. Disponível em: < <http://www.abq.org.br/cbq/2012/trabalhos/5/1441-14783.html> >. Acesso em: 29 out. 2014.

RIEUWERTS, J. S.; ASHMORE, M. R.; FARAGO, M. E.; THORNTON, I. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. **Science of the Total Environment**, 366, 864–875, 2006.

RODRIGUES, C. L.; TAIOLI, F. RETENÇÃO DE METAIS PESADOS NO SOLO DE COBERTURA DO LIXÃO DE ILHABELA – SP. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. **Anais do 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 2003. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/cliii.pdf>>. Acesso em: 5 out. 2014.

RODRIGUES, R. de M. M.; MAGALHÃES, L. M. S. Estrutura e Florística de Fragmento de Floresta Secundária na Planície Aluvionar do Rio Guandu, em Seropédica – RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 1, n. 3, p. 324-333, jul./set, 2011.

SANCHES, M. C. G. **Valoração do serviço público de destinação final dos resíduos gerados pela indústria da construção civil no município do Salvador – BA**. 2004. 221f. Dissertação (mestrado) – Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2004. Disponível em: < http://www.sibr.com.br/sibr/portal.jsp?id=1&pagina=artigo.jsp&artigo_id=93>. Acesso em: 1 dez. 2014.

SÁNCHEZ, L. E. Gerenciamento ambiental e a indústria de mineração. **Revista de Administração**, São Paulo, v. 29, n. 1, jan./mar., p. 67-75, 1994.

SÁNCHEZ, L. E. **Desengenharia: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais**. São Paulo, EDUSP, 2001. p. 116 – 121.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 495 páginas.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. de S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p.111-118, 2007.

SANTOS, F. da C. **A Logística Reversa de Resíduos Sólidos em Ituiutaba: do Diagnóstico à Elaboração de um Modelo Pró-ativo**. 2007. 169f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2007. Disponível em: < <http://www.ppgeo.ig.ufu.br/node/74> >. Acesso em: 17 abr. 2014.

SANTOS, G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn, e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adições de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico**. 2005. 150f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

SANTOS, R. D. dos; LEMOS, R. C. de; SANTOS, H. G. dos; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo, por R.D. dos Santos e outros autores**. 53 ed. revista e ampliada Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2005.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 6ª edição. **Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 100p, 2013.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J. **Árvore do Conhecimento**. Solos Tropicais. **AGEITEC – Agência Embrapa de Informação Tecnológica**. 2015. Disponível em: < http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_5_2_212200611537.html>. Acesso em: 22 jan. 2015.

SATO, M. K.; OLIVEIRA, P. D. de; LIMA, H. V. de. Textura e Grau de Compactação do Solo no Desenvolvimento de Plantas. In: **Anais**, 2011, Belém. 9º Seminário Anual de Iniciação Científica da UFRA, 2011.

SCHEREN, M. A.; SANTOS, E. P.; CÂMARA, R.; LUCHESE E. B. Efeitos fitotóxicos do cádmio em solos arenosos e argilosos tratados com resíduo sólido urbano. **Revista Acta Iguazu**, Cascavel, v.2, n.4, p. 7-19, 2013.

SCHMIDT, C. A. B. Remediação *in situ* de solos e águas subterrâneas contaminados por líquidos orgânicos não miscíveis em água (NAPLs). **Série Temática: Recursos Hídricos e Saneamento** Ano I – 2010 - Volume 1.

SCHUELER, A. S. **Estudo de caso e proposta para classificação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 223f. Tese (Doutorado). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SCHUELER, A. S.; MAHLER, C. F. Sistema de Avaliação para Classificar Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos visando a Remediação e a Pós-ocupação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, 249-254, jul./set. 2007.

SCHIAVO, J. A.; PEREIRA, M. G.; MIRANDA, L. P. M. de; DIAS NETO, A. H.; FONTANA, A. Caracterização e classificação de solos desenvolvidos de arenitos da formação Aquidauana-MS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, pp. 881-889, 2010.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMADS). **Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos da Macrorregião Ambiental 2 - Bacia da Baía de Sepetiba**. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001a, 79p. Disponível em: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/3944/Livro_Bacias-Hidrogr%C3%A1ficas-e-Recursos-H%C3%ADdricos-da-Macrorregi%C3%A3o2-Bacia-Ba%C3%ADa-Sepetiba_SEMADS-RJ.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 13 maio 2014.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMADS). **Bacias Hidrográficas e Rios Fluminenses: Síntese Informativa por Macrorregião Ambiental**. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001b, 73p. Disponível em: <<http://www.ciflorestas.com.br/download.php?tabela=documentos&id=875&leitura=s>>. Acesso em: 13 maio 2014.

SECRETARIA DO ESTADO DA DEFESA CIVIL. Disponível em: <<http://www.compuland.com.br/sedec/cba1.html>>. Acesso em:

SEGURA MUÑOZ, S. I. **Impacto Ambiental na Área do Aterro Sanitário e Incinerador de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto, SP: Avaliação dos níveis de metais pesados**. 2002. 131f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo,

São Paulo, 2002. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/22/22133/tde-25072003-084308/pt-br.php>>. Acesso em: 3 set. 2014.

SEROPÉDICA. **Plano Diretor Participativo do Município de Seropédica**. Lei 328/06, de 3/9/2006. Seropédica, Prefeitura Municipal de Seropédica.

SEROPÉDICA. **Histórico**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <http://seropedica.rj.gov.br/?page_id=358>. Acesso em: 27 mar. 2014.

SEROPEDICAONLINE. Disponível em: <<http://www.seropedicaonline.com/utilidades/artigos/aonde-investir-em-seropedica>>. Acesso em: 22 ago. 2014.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS (SEBRAE). **Informações Socioeconômicas do Município de Seropédica**. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <[http://201.2.114.147/bds/bds.nsf/2B904C75C322DA47832579A50043C83B/\\$File/SerSe%C3%A9dica.pdf](http://201.2.114.147/bds/bds.nsf/2B904C75C322DA47832579A50043C83B/$File/SerSe%C3%A9dica.pdf)>. Acesso em: 5 mar. 2014.

SILVA, M. S. C. R. P da. **Avaliação e Remediação de Zona Contaminada por Hidrocarbonetos. Caso de estudo: “Contaminação num armazém de lubrificantes”**. 2008. 138f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Nova Lisboa, Portugal, 2008. Disponível em: <<http://run.unl.pt/handle/10362/1422>>. Acesso em: 13 out. 2014.

SILVA, N. M. F. da; BADRE, T. M.; GÓES, M. H. B. Análise Sobre a Realidade Ambiental, Urbana e Problemática através do Mapeamento no Município de Seropédica com o Auxílio do Geoprocessamento – RJ. In: XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA. V CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO. XXV EXPOSICARTA, 2014, Gramado. **XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA. V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento. XXV Exposicarta**, 2014. Disponível em: <http://www.cartografia.org.br/cbc/trabalhos/6/445/CT06-67_1404441649.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2015.

SILVEIRA, A. de O. **Avaliação de Metodologias para o Monitoramento da Qualidade do Solo**. 2011. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2011.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do Peso Específico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2004. 106f. Tese (Doutorado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SIMÃO, J. B. P.; SIQUEIRA, J. O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. Belo Horizonte. **Informe Agropecuário**, v. 22, n. 210, p. 18-26, mai-jun, 2001.

SINGH, B. R. **Soil pollution and contamination**. In: R. LAL (Ed.) Methods for assessment of soil degradation. CRC Press, Boca Raton, FL. 1997. p. 279-299.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 515-523, out-dez, 1996.

SNAKIN, V. V.; KRECHETOV, P. P.; KUZOWNIKOVA, T. A.; ALYABIA, I. O.; GUROV, A. F.; STEPICHEV, A; V. The system of assessment of soil degradation. **Soil Technol**, v. 8, issue 4, mar., p. 331–343, 1996.

SOARES, A. **Bases Técnicas para Remediação de Solos e Águas Subterrâneas Utilizando Processos Oxidativos Avançados**. 2008. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2008. Disponível em: < <http://biq.iqm.unicamp.br/arquivos/teses/vtIs000443195.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of soil science terms**. Madison: SSSA, 1997. Disponível em: < <https://www.soils.org/>>. Acesso em: 20 jun. 2014.

SOMBROEK, W.; SENE, E. H. **Land degradation in arid, semi-arid and dry sub-umid áreas: Rainfed and irrigated lands, rangelands and woodlands**.1993 Disponível em <http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/X5308E/X5308E00.htm> Acesso em: 26 maio 2006.

SOUZA, R. B. de; MAZIVIERO, T. G.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; PINHEIRO, T. G.; FONTANETTI, C. S. Soil Contamination with Heavy Metals and Petroleum Derivates: Impact on Edaphic Fauna and Remediation Strategies. **Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment**, 2013.

SPILBORGHS, M. C. F. **Biorremediação de aquífero contaminado com hidrocarboneto**. 1997. 147f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

TAVARES, S. R. de L. **Fitorremediação em Solo e Água de Áreas Contaminadas por Metais Pesados Provenientes da Disposição de Resíduos Perigosos**. 2009. 371f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

TAVARES, S. R. de L. et al. **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da Ciência do Solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Sílvio Roberto de Lucena Tavares ... [et al.]. -- Dados eletrônicos. -- Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. 228 p.: il. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627; 103).

TEIXEIRA, G. P.; LACERDA, G. B. M.; FRANÇA, R. A.; FERREIRA, J. A.; RITTER, E. III-076: CONSIDERAÇÕES SOBRE A REMEDIAÇÃO E MONITORAMENTO GEOTÉCNICO E AMBIENTAL DO LIXÃO DE SALVATERRA - JUIZ DE FORA. In:

24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. Saneamento Ambiental: Compromisso ou Discurso?. **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** Belo Horizonte: ABES, 2007. v. I. p. 208-209. Disponível em: <<http://thecna.com/pdf/076.pdf>>. Acesso em: 23 mar. 2014.

THE AMERICAN HERITAGE DICTIONARY. American Heritage® Dictionary of the English Language, Fifth Edition. Copyright © 2011 by Houghton Mifflin Harcourt Publishing Company. Published by Houghton Mifflin Harcourt Publishing Company. All rights reserved. 2013. Disponível em: <<https://www.ahdictionary.com/word/search.html?q=remediation&submit.x=35&submit.y=18>>. Acesso em: 24 set. 2014.

TOPPI, L. S. di; GABBRIELLI, R. Response to cadmium in higher plants. **Environmental and Experimental Botany**, 41, 105–130, 1999.

TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (TCE). **Estudos Econômicos dos Municípios do Estado do Rio de Janeiro**. Seropédica. 2011. Disponível em: <<http://www.tce.rj.gov.br/>>. Acesso em: 22 abr. 2014.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Handbook on in situ treatment of hazardous waste-contaminated soils**. EPA/540/2-90/002. Washington D.C., 1990. Disponível em: <<http://www.epa.gov/>>. Acesso em: 22 maio 2015.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Engineering bulletin: In situ soil vapor extraction treatment**. EPA/540/2-91/006, 1991. Disponível em: <<http://www.epa.gov/>>. Acesso em: 22 maio 2015.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Pump and Treat of Contaminated Groundwater at the Des Moines TCE Superfund Site Des Moines, Iowa: Cost and Performance Report**. Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, 1998. Disponível em: <<http://www.epa.gov/>>. Acesso em: 22 maio 2015.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. Manual do Laboratorista. **Laboratório de Análise Químicas de Fertilidade do Solo**. Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

VALE JÚNIOR, J. F. do; SOUZA, M. I. L.; NASCIMENTO, P. P. R. R. do; CRUZ, D. L. de S. Solos da Amazônia: Etnopedologia e desenvolvimento sustentável. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 5, n. 2, p. 158-165, maio-agosto, 2011.

VAN ELK, A. G. H. P. **Redução de emissões na disposição final**. Karin Segala (Coord.). Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 40 p. Disponível em: <http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/03-aterro_md1_1.pdf>. Acesso em: 5 maio de 2014.

VELLOSO, M. P. **Criatividade e Resíduos Resultantes da Atividade Humana: da produção do lixo à nomeação do resto**. 2004. 172f. Tese (Doutorado) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <<http://teses.icict.fiocruz.br/pdf/vellosompd.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2009.

VIANA, D. de B. **Avaliação de Riscos Ambientais em Áreas Contaminadas: uma Proposta Metodológica**. 2010. 152f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.getres.ufrj.br/pdf/daniel_viana.pdf>. Acesso em: 11 set. 2014.

WITTE, I. **Alterações em características físicas em uma transeção de solos orgânicos da planície costeira do estado do Rio Grande do Sul por efeito da drenagem**. 1990. 119f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 1990. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/agronomia/materiais/Ivan%20Witte%201990.pdf>>. Acesso em: 2 set. 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Manganese. **Environmental Health Criteria**. Geneva, 1981. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc017.htm>>. Acesso em: 22 jul. 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Lead. **Environmental health criteria 85**. Geneva, 1989. Disponível em: <<http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/en/>>. Acesso em: 22 jul. 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Cadmium. **Environmental health criteria 134**. Geneva, 1992. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>>. Acesso 16 jan. 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Aluminium. **Environmental Health Criteria 194**. Geneva, 1997. Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>. Acesso em: 22 jul. 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Zinc. **Environmental Health Criteria 221**. Geneva, 2001. Disponível em: <http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_221/en/>. Acesso em: 22 jul. 2014.

ZANELLO, S.; MELO, V. de F.; WOWK, G. I. T. H. Mineralogia e teores de cromo, níquel, cobre, zinco e chumbo nos solos no entorno do Aterro Sanitário da Caximba em Curitiba-PR. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 051-060, jan./feb., 2009.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. Capítulo 1 – Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. **Castilhos Jr., A.B. (Coordenador)**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003, 294p. Disponível em:

<<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabArmando.pdf>>. Acesso em: 16 maio 2014.

ZANTA, V. M.; MARINHO, M. J. M. R.; LANGE, L. C.; PESSIN, N. Capítulo 1 – Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário. In: Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Castilhos Jr., A.B. (Coordenador)**. Rio de Janeiro: ABES, 2006, 494p. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/Prosab_lixo.zip>. Acesso em: 21 out. 2013.

ZHANG, X. P.; DENG, W.; YANG, X. M. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. **Journal of Asian Earth Sciences**, 21, p.167–174, 2002.

ZIMBACK, C. R. L. Formação dos Solos. **GRUPO DE ESTUDOS E PESQUISAS AGRÁRIAS GEORREFERENCIADAS UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS**. 2003. Disponível em: <<http://www.ebah.com.br/content/ABAAAeINMAA/formacao-solos>>. Acesso em: 28 set. 2014.

ZONTA, E.; LIMA, E.; BRASIL, N. M. do A. S.; PORTZ, A.; SANTOS, F. S. dos; FREITAS, F. C. de. Caracterização Exploratória nos Níveis de Fertilidade e de Metais Pesados no Solo do “Lixão” do Município de Seropédica. **Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2006.

ZOVKO, M.; ROMIC, M. Soil Contamination by Trace Metals: Geochemical Behaviour as an Element of Risk Assessment. **Earth and Environmental Sciences**, Dr. Imran Ahmad Dar (Ed.), ISBN: 978-953-307-468-9, In Tech. 2011.

ANEXOS

ANEXO A – Resoluções do CONAMA referentes à gestão de resíduos sólidos

Resolução CONAMA	Ementa
nº 1A/1986	Dispõe sobre transporte de produtos perigosos em território nacional
nº 05/1993	Dispõe sobre gerenciamento de resíduos sólidos gerados em portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários
nº 023/1996	Regulamenta a importação e uso de resíduos perigosos e dispõe sobre classificação de resíduos
nº 307/2002	Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil
nº 313/2002	Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais
nº 316/2002	Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos
nº 334/2003	Dispõe sobre licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos.
nº 358/2005	Dispõe sobre tratamento e disposição final dos resíduos dos sistemas de saúde.
nº 362/2005	Determina a coleta e reciclagem de óleos e lubrificantes por empresas produtoras e importadoras.
nº 401/2008	Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias
nº 404/2008	Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos
nº 416/2009	Dispõe sobre a prevenção à degradação ambiental causada por pneus inservíveis e sua destinação ambientalmente adequada

Fonte: www.mma.gov.br/port/conama.html

ANEXO B – Normas NBR-ABNT referentes à gestão de resíduos sólidos

Norma NBR	Ano de publicação	Ementa
nº 10004	2004	Resíduos sólidos - Classificação
nº 10005	2004	Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólido
nº 10006	2004	Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos
nº 10007	2004	Amostragem de resíduos sólidos
nº 8418	1984	Apresentação de projetos de aterros de resíduos industriais perigosos- Procedimento
nº 8419:1992 Versão Corrigida:1996	1996	Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento
nº 10157	1987	Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação - Procedimento
nº 13896	1997	Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação
nº 11174	1990	Armazenamento de resíduos classes II - não inertes e III - inertes - Procedimento
nº 11175	1990	Incineração de resíduos sólidos perigosos - Padrões de desempenho - Procedimento
nº 13894	1997	Tratamento no solo (landfarming)
nº 12235	1992	Armazenamento de resíduos sólidos perigosos - Procedimento
nº 13221	2010	Transporte terrestre de resíduos
nº 8849	1985	Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos - Procedimento
nº 12980	1993	Coleta, varrição e acondicionamento de resíduos sólidos urbanos - Terminologia
nº 13463	1995	Coleta de resíduos sólidos
nº 13591	1996	Compostagem - Terminologia
nº 12809	2013	Resíduos de serviços de saúde — Gerenciamento de resíduos de serviços de saúde intraestabelecimento
nº 12810	1993	Coleta de resíduos de serviços de saúde - Procedimento
nº 14652	2013	Implementos rodoviários — Coletor-transportador de resíduos de serviços de saúde — Requisitos de construção e inspeção
nº 15116	2004	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural - Requisitos
nº 12808	1993	Resíduos de serviço de saúde - Classificação

Fonte: Associação Brasileira de Norma Técnica (ABNT).

ANEXO C – Normas NBR-ABNT referentes ao Solo

Norma NBR	Ano de publicação	Ementa
nº 7181:1984 Versão Corrigida:1988	1988	Solo - Análise granulométrica
nº 6508	1984	Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica
nº 6457	1986	Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
nº 2395	1997	Peneira de ensaio e ensaio de peneiramento - Vocabulário
nº 6457:1986	1986	Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
nº 6459	1984	Solo - Determinação do limite de liquidez
nº 15495-1:2007 Versão Corrigida 2: 2009	2009	Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados Parte 1: Projeto e construção
nº 12245	1990	Amostragem e preparação de corpos-de-prova de cimento isolante térmico – Procedimento

Fonte: Associação Brasileira de Norma Técnica (ABNT).

ANEXO D – Legislação sobre resíduos sólidos da União Européia

Legislação	Entrada em vigor	Prazo de transposição	Ementa
Diretiva nº 2000/76/CE	28/12/2000	28/12/2002	Relativa à incineração de resíduos
Diretiva nº 2005/20/CE	05/04/2005	09/09/2006	Relativa às embalagens e aos resíduos de embalagens
Diretiva nº 2005/64/CE	25/11/2005	15/12/2006	Relativo ao potencial de reutilização, reciclagem e valorização dos veículos a motor
Regulamento (CE) nº 1013/2006	15/07/2006	-	Relativo à transferência de resíduos
Diretiva nº 2008/34/CE	21/03/2008	-	Relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos
Diretiva nº 2008/35/CE	21/03/2008	-	Relativa à restrição do uso de determinadas substâncias perigosas em equipamentos elétricos e eletrônicos
Diretiva nº 2008/103/CEE	05/12/2008	05/01/2009	Relativa às pilhas e acumuladores e respectivos resíduos
Regulamento (CE) nº 1137/2008	11/12/2008	-	Relativo à deposição de resíduos em aterros
Diretiva nº 2008/98/CE	12/12/2008	12/12/2010	Relativa aos resíduos sólidos
Diretiva nº 2008/112/CE	12/01/2009		Relativa à gestão de veículos em fim de vida

Fonte: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/waste_management/index_pt.htm