



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

FITORREMEDIÇÃO PARA EMISSÕES DE LIXIVIADO EM ATERROS FECHADOS

LUCIANA CESÁRIO BRAGA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

BRASÍLIA – DF

2020

LUCIANA CESÁRIO BRAGA

FITORREMEDIAÇÃO PARA EMISSÕES DE LIXIVIADO EM ATERROS FECHADOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE. ÁREA DE CONCENTRAÇÃO POLÍTICA E GESTÃO DA SUSTENTABILIDADE.

ORIENTADORA: PROF^a. DRA. IZABEL CRISTINA BRUNO BACELLAR ZANETI

Brasília

2020

LUCIANA CESÁRIO BRAGA

FITORREMEDIAÇÃO PARA EMISSÕES DE LIXIVIADO EM ATERROS FECHADOS

Dissertação De Mestrado Submetida Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento Sustentável.

Aprovada pela seguinte Banca Examinadora:

Profa. Dra. Izabel Cristina Bruno Bacellar Zaneti
(Orientadora)

Profa. Dra. Cristiane Gomes Barreto
(Membro interno vinculado ao programa - CDS/UnB)

Prof. Dr. Luciano Soares da Cunha
(Membro interno não vinculado ao programa - IG/UnB)

Brasília, 2020

Dedicado à minha família por todo
incentivo.
Aos meus amigos pelo carinho.

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo incentivo, apoio e dedicação conjunta na realização de um sonho. À minha querida amiga Karine Neumann por todo apoio e amizade, especialmente durante a defesa dessa dissertação. À minha amiga Myriam Dias por toda paciência e amizade.

Agradecimentos especiais à professora Dr^a Doris Aleida Villamizar Sayago, pela amizade, carinho, por todas as conversas e principalmente pelo acolhimento, não somente como aluna, mas como pessoa e família nesse período de tantas incertezas.

À professora Dr^a. Cristiane Gomes Barreto por toda atenção e interesse em me auxiliar no decorrer do processo, além de toda paciência e conhecimento repassado. Agradeço cada correção e sugestão.

Ao professor Dr. Luciano Soares da Cunha por todo aprendizado, interesse e auxílio com correções e sugestões no trabalho.

Aos meus colegas de turma por todo conhecimento compartilhado e pelos momentos de descontração.

Ao Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília pelos conhecimentos recebidos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa auxílio trabalho.

À professora Dr^a Izabel Cristina Bruno Bacellar Zaneti, minha orientadora e que tanto me ajudou no processo de escrita da dissertação. Agradeço especialmente por ter acreditado na minha capacidade de trabalho e por ter aceitado me orientar, mesmo com pouco tempo disponível para trabalho. Obrigada por todo carinho e pelo interesse no meu trabalho.

RESUMO

O meio ambiente enfrenta uma excessiva sobrecarga decorrente das ações antrópicas, sendo exposto ao risco de exaustão de recursos e em certas situações necessita do auxílio do homem para recuperar-se. A degradação ambiental afeta a capacidade inerente do meio ambiente de fornecer recursos naturais, evidenciando a necessidade de adaptações nos modelos de desenvolvimento rumo à sustentabilidade dos sistemas econômicos. Nesse sentido, a geração elevada de resíduos sólidos urbanos (RSU) e suas formas de deposição apresentam-se como fatores intensificadores de degradação, ocasionando em diversos impactos ambientais e afetando a qualidade dos solos e de águas subterrâneas e superficiais. Este cenário, impulsionou a busca por procedimentos e propostas viáveis de recuperação ambiental compatíveis com os preceitos de desenvolvimento sustentável que visem resultados mais efetivos e duradouros. O presente trabalho visa analisar a promissora técnica da fitorremediação como ferramenta agregada de descontaminação de áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos por meio de levantamento bibliográfico. Essa técnica utiliza espécies vegetais e sua microbiota associada como agentes de despoluição, por meio de estratégias que visam acumular, transformar, degradar ou estabilizar poluentes. Um dos principais produtos resultantes da decomposição de resíduos é o lixiviado, com forte potencial poluidor apresentando-se como uma das principais fontes de contaminação nesses locais. O lixiviado, também conhecido como chorume, é descrito como um efluente complexo, resultante da combinação entre os processos de degradação da matéria orgânica presente e a percolação de água. A técnica fitorremediadora demonstra compatibilidade no tratamento de lixiviado, porém seus resultados são demonstrados a longo prazo e necessita considerar as variações na composição desse lixiviado. Seus principais benefícios, quando comparada as demais técnicas de tratamento, e relacionam-se a forma de aplicação *in situ*, custos reduzidos sendo economicamente viável, melhorias da qualidade da água, solo e ar, entre outras. A pesquisa identificou diversos trabalhos que abordam a técnica, entretanto muitos estudos estão focados em espécies vegetais amplamente relatadas na bibliografia científica como *Salix spp.*, *Populus sp.*, *Eucalyptus sp.*, *Brassicas sp.*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, no tratamento de diversos contaminantes. O conhecimento dos diferentes aspectos das espécies vegetais como genética, fisiologia e desenvolvimento são fundamentais para aplicação e eficiência da técnica. Esse conhecimento pode ainda fornecer informações importantes para avaliação do potencial fitorremediador de novas espécies. Visando atingir o objetivo deste trabalho, foi proposto um modelo de tratamento, fundamentando na fitorremediação como técnica agregada para o antigo Aterro Controlado Do Jockey Club (ACJC), em Brasília – DF, encerrado oficialmente em janeiro de 2018. O local apresenta-se como um caso emblemático na problemática relacionada aos RSU, principalmente por suas dimensões, pela vasta diversidade de impactos, além da ausência de dados referentes ao volume e natureza dos resíduos aterrados. O ACJC, também conhecido Lixão da Estrutural, foi considerado o maior lixão da América Latina, situado entre duas bacias hidrográficas do Distrito Federal e faz divisa com o Parque Nacional de Brasília, uma importante unidade de conservação. A percolação do lixiviado é considerado o fator central da remediação, uma vez a qualidade da água, especialmente em profundidades mais rasas, está comprometida nas regiões adjacentes foi evidenciada na literatura científica, bem como o direcionamento

preferencial da pluma de contaminação e a exposição da população vizinha à contaminação. O modelo propõe o parcelamento da área em sessões de tratamento, visando a implementação de diferentes estratégias fitorremediadoras e empregando espécies vegetais já estabelecidas no aterro e espécies nativas do Cerrado já descritas com potencial fitorremediador. A proposta pode ser adaptada e tem alto potencial para aplicação em áreas contaminadas por RSU de diferentes dimensões e encerradas em cumprimento a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

PALAVRAS-CHAVE: remediação sustentável; contaminação; lixões; lixiviado; plantas; biorremediação.

ABSTRACT

The environment faces an excessive pressure resulted from anthropic actions, being exposed to the risk of resource depletion and in some situations, it needs help to recover. The environmental degradation affects the inherent ability of the environment to provide natural resources, evidencing the necessity of some adaptations in the development models towards sustainability of economic systems. In this sense, the high rates of production of municipal solid waste (MSW) and its forms of disposal are presented as intensifying factors of degradation, causing serious environmental impacts, and directly affecting the quality of soil and water resources. This context boosted the demand for viable proposals and procedures to environmental recover in agreement with the concepts of sustainable development. The present work aims to analyze the promising methodology of phytoremediation as aggregate tool for decontamination of degraded areas by MSW through literature review. This specific technique is based on plant species and their associated microorganisms as agents of depollution through strategies like accumulation, transformation, degradation or stabilization of pollutants. One of the products of waste decomposition is the leachate that has strong polluting potential presenting itself as one of the main sources of contamination in these places. The leachate is described as complex effluent, product of the combination from the degradation process of the organic matter and the percolation of water. Phytoremediation shows compatibility to treat leachate but is a long-term process and needs to consider the variations of the components of the leachate. This treatment technique has lots of benefits when compared to other methodologies, mainly related to the forms of application in situ, low costs, being economically viable, improving quality of water resources, soil and air. The research identifies many studies about phytoremediation, meantime many of these are focused on some plants as *Salix sp.*, *Populus sp.*, *Eucalyptus sp.*, *Brassicas sp.*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, on treatment of several pollutants. The knowledge about different plant aspects as genetic, physiology and growth are fundamental for application and efficiency of technique. These kinds of information can provide valuable ways to provide better valuation of the potential phytoremediator on some plants. This dissertation aims to propose one model of treatment, based on phytoremediation as aggregated technique to remediate the Jockey Club of Brasília Landfill (JCBL), in Brasília/Brazil, officially closed in January of 2018. The JCBL is an emblematic case on the problematic of solid waste, mostly related to dimensions, diversity of impacts and the absence of data about the amount and nature of the deposited waste. The area is also known as "Lixão da Estrutural", was considered the largest dumping ground of Latin America, located between two watersheds and the Parque Nacional de Brasília, one important conservation unit. Understand process like percolation of leachate and preferential ways of the plume of contamination is essential to any proposal of treatment. The model proposed in this dissertation is focused on remediate leachate, especially because it implicates on quality water in the area and nearby locations, already report scientific literature, and population exposure to contaminated water. This proposal suggests subdivision of the JCBL in treatment sites, aiming to apply different phytoremediation strategies and using plants already established in the area e some Cerrado native species. The model is highly adaptable and can be applied on other

contaminated areas by waste disposal with different dimensions and closed, attending the Política Nacional de Resíduos Sólidos.

KEYWORDS: sustainable remediation, dumping wast, landfill, leachate, bioremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Hierarquia na gestão de RSU.....	18
Figura 2 - Geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil.	24
Figura 3 - Coleta de resíduos sólidos urbanos no Brasil.	24
Figura 4 - Disposição final de RSU no Brasil.....	25
Figura 5 - Volume de RSU por tipo de disposição final no Brasil.....	29
Figura 6 - Fluxograma de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.....	33
Figura 7 - Impactos ambientais e sociais na refuncionalização de um lixão.....	39
Figura 8 - Jardim de Moravia, Medellín.	44
Figura 9 - Fotografia área do Aterro Controlado Jardim Gramacho, Rio de Janeiro.....	45
Figura 10 - - Dinâmica da remediação sustentável.....	47
Figura 11 - Esquematização das estratégias de fitorremediação.	51
Figura 12- Esquema de fitoextração de metais em solo contaminado.	54
Figura 13 - - Localização da área de Estudo.	64
Figura 14 - Localização do ACJC, Córrego do Acampamento e Córrego Cabeceira do Valo.	65
Figura 15 - Cronologia da deposição de resíduos sólidos na área do ACJC, de 1964 e 2018.	67
Figura 16 - ACJC e regiões limítrofes.....	69
Figura 17 - Localização do Setor Chácaras Santa Luzia.....	71
Figura 18 - Área limítrofe entre o ACJC e as chácaras na ARIE do Córrego Cabeceira do Valo.....	72
Figura 19 - Estado de conservação dos drenos de lixiviado dentro da área do ACJC.	73
Figura 20 - Número de artigos publicados na base na base de dados da Principal Coleção do Web of Science no período de 2005 até 2020.....	82
Figura 21 - Autores com mais publicações em revistas no período de 2005 a 2020.....	83
Figura 22 - Relação dos artigos com maior número de citações sobre fitorremediação em lixiviado de aterro.....	83
Figura 23 - Relação do Fator de Impacto e o número de artigos das 13 revistas que mais publicaram sobre fitorremediação.....	85
Figura 24 - Frequência dos gêneros botânicos mais abordados nos artigos.....	86
Figura 25 - Mapa de localização do ACJC, em Brasília - DF.....	104

Figura 26 - Modelagem do direcionamento da pluma de contaminação na área do ACJC.	107
Figura 27 - Caracterização do ACJC em áreas contaminadas e áreas levemente contaminadas.	108
Figura 28 - Fotografias das espécies vegetais: A e B são <i>Leucaena leucocephala</i> e C trata- se da espécie <i>Ricinus communis</i> , encontradas na área do ACJC.....	110
Figura 29 - Delimitação de cada área de tratamento no ACJC.....	114
Figura 30 - Mapa de localização da Lagoa de Recirculação e uma foto do local.	116
Figura 31 - Exemplificação de uma ilha flutuante.	116
Figura 32 - Delimitação da área para plantio de <i>Leucaena leucocephala</i> e <i>Ricinus communis</i>	117
Figura 33 - Delimitação da área para plantio de <i>Eucalyptus sp.</i>	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 2 - Países com maior número de publicações no período de 2005 a 2020.82

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Espécies vegetais, autores e poluentes alvo.....	55
Quadro 2 - Indicadores ambientais, sociais e econômicos relacionados à fitorremediação.	60
Quadro 3 - Estratégias de fitorremediação, descrição e principais poluentes envolvidos.	79
Quadro 4 - Principais contaminantes e espécies vegetais nativas do Cerrado fitorremediadoras.....	102

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AC	Área Contaminada
AP	Área Potencialmente Contaminada
AS	Área Suspeita De Contaminação
ACJC	Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília
ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
BMUB	German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety
CAPES	Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal em Nível Superior
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNI	Confederação Nacional da Indústrias
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CODEPLAN	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana da Cidade do Rio de Janeiro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONGENERES	Conselho de Pesquisa em Tecnologia de Geração de Energia a Partir de Resíduos
COT	Carbono Orgânico Total
CTR	Controle de Transporte de Resíduos
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EA	<i>Environment Agency</i>
EAG	<i>Elektro-Altgeräte-Richtlinie</i>
EC	Comissão Europeia
EEA	<i>European Environment Agency</i>
EEI	Espécie Exótica e Invasora
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EU	União Europeia
EUA	Estados Unidos da América
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPAC	Estrada Parque Acampamento
FAVORECICLE	Fundo de Apoio para Ações Voltadas à Reciclagem
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais
FI	Fator de Impacto
GAC	Gerenciamento de Áreas Contaminadas
GDF	Governo do Distrito Federal

GDL	Gás de Lixo
GEE	Gases de Efeito Estufa
GFN	<i>Global Footprint Network</i>
GNV	Gás Natural Veicular
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBOPE	Instituto Brasileiro de Opinião Pública e Estatística
IBRAM	Instituto Brasília Ambiental
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
ISWA	Associação Internacional de Resíduos Sólidos
ISWM	Integrated Solid Waste Management
ITRC	<i>Interstate Technology and Regulatory Council</i>
ITU	União Internacional de Telecomunicações
MBR	<i>Mechanical Biological Reactor</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MO	Matéria Orgânica
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida

NAT	Nitrogênio amoniacal total
NBR	Norma Brasileira
OC	Comissão Europeia
OCDE	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
ODM	Objetivos de Desenvolvimento do Milênio
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
OPAS	Organização Pan-Americana da Saúde
PACE	Plataforma para Acelerar a Economia Circular
PARURB	Parque Urbano da Vila Estrutural
PDAD	Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
PL	Projeto de Lei
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PNB	Parque Nacional de Brasília
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PRORECICLE	Fundo de Investimento para projetos de Reciclagem
RA	Região Administrativa

RCC	Resíduos da Construção Civil
REEE	Resíduos Equipamentos Eléctricos e Electrónicos
RIDE	Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno
RSS	Resíduos do Serviço de Saúde
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SCIA	Setor Complementar de Indústria e Abastecimento
SEMA	Secretaria de Meio Ambiente
SEPA	<i>Swedish Environmental Protection Agency</i>
SLU	Serviço de Limpeza Urbana
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNS	Serviço Nacional de Saúde
TERRACAP	Companhia Imobiliária de Brasília
TDS	Total de Sólidos Dissolvidos
TSS	Sólidos Suspensos Total
UC	Unidade de Conservação
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
UNU	Universidade das Nações Unidas
URE	Unidade de Recebimento de Entulhos
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
WTE	<i>Waste-to-energy</i>
WTERT	<i>Waste to Energy Research Technology Council</i>

WWF	Fundo Mundial para a Natureza
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal
ZEIS	Zona Especial de Interesse Social
ZRIC	Zona de Risco
CH_4	Gás Metano
CO_2	Gás Carbônico

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
OBJETIVOS	4
i. Objetivo Geral	4
ii. Objetivos específicos	4
QUESTÃO DE ESTUDO	4
ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	5
CAPÍTULO 1	7
1. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO	7
1.1. A Busca Pela Sustentabilidade	8
1.2. Indicadores De Sustentabilidade	10
1.3. A Problemática Dos Resíduos Sólidos	12
1.3.1. Tipos de disposição final dos resíduos sólidos	18
1.4. O cenário mundial e ações	19
1.5. O caso brasileiro e a Política Nacional de Resíduos Sólidos	23
1.6. Identificação e gerenciamento de áreas contaminadas	30
1.6.1. Áreas contaminadas por RSU	35
1.7. Descomissionamento e encerramento de aterros controlados e lixões	38
1.7.1. Alternativas de tratamentos e remediação sustentável	46
1.7.2. A sustentabilidade nos projetos de remediação de áreas contaminadas por RSU	48
1.8. Fitorremediação	49
1.8.1. Fitorremediação para tratamento de lixiviado de aterros e lixões fechados	56
1.8.2. A influência da fitorremediação nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e nos Indicadores de Sustentabilidade	59
1.9. Referencial Metodológico	60
1.10. Caracterização da área de estudo	62
1.10.1. Área de Estudo	62
1.10.2. Caracterização da área	64
1.10.3. Histórico	66

1.10.4. Regiões Limítrofes _____	68
1.10.5. Caracterização Do Lixiviado _____	72
CAPÍTULO 2 _____	74
ARTIGO 1: FITORREMEDIAÇÃO PARA EMISSÕES DE LIXIVIADO EM ATERROS FECHADOS _____	74
1. INTRODUÇÃO _____	74
1.1 Composição e caracterização de lixiviado _____	77
1.2. Fitorremediação _____	78
2. METODOLOGIA _____	81
2.1. Coleta de dados _____	81
2.2. Análise dos dados _____	81
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO _____	81
4. CONCLUSÃO _____	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS _____	88
CAPÍTULO 3 _____	95
ARTIGO 2: REMEDIAÇÃO SUSTENTÁVEL: PROPOSTA FITORREMEIADORA PARA O ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUB, BRASÍLIA – DF. _____	95
1. INTRODUÇÃO _____	95
1.1. Gestão de áreas contaminadas por RSU _____	96
1.2. Remediação de áreas contaminadas por RSU _____	97
1.3. Fitorremediação _____	99
1.4. Área de Estudo _____	102
1.4.1. Contextualização e localização _____	102
2. MATERIAIS E MÉTODOS _____	105
2.1. Fluxo da contaminação _____	105
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO _____	109
3.1. Proposta de fitorremediação para o ACJC _____	109
3.2. Manutenção e monitoramento _____	118
4. CONCLUSÃO _____	119
CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES _____	121
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS _____	123

INTRODUÇÃO

Viver em consonância com a capacidade regenerativa do meio ambiente tornou-se um objetivo a ser alcançado para suprir as demandas mundiais. Entretanto, a modificação do meio ambiente em decorrência da atividade humana, atrelada principalmente ao crescimento populacional e aos modelos de desenvolvimento atuais, evidencia a urgência na preservação e manutenção dos sistemas ecológicos que sustentam os meios de sobrevivência das sociedades. O uso do solo, que além de ser um recurso essencial, auxilia nos processos de proteção das águas subterrâneas, tornou-se acelerado e indiscriminado. Em decorrência, a poluição desse recurso ocasiona em transformações graves e negativas ao meio ambiente, resultando em riscos à saúde humana e continuidade na manutenção dos serviços essenciais.

A degradação ambiental resulta na redução da disponibilidade de recursos naturais, salientando a insustentabilidade dos modelos de desenvolvimento atuais, focados na exacerbada produção e consumo de materiais, sobretudo no período pós Revolução Industrial. Nesse sentido, estudos apontam que o crescimento das taxas referentes a produção mundial de resíduos, mesmo que em escalas diferenciadas para países desenvolvidos e em desenvolvimento, ultrapassam as taxas mundiais de crescimento demográfico (LIMA, 2015).

O aumento na produção e na composição desses resíduos tornam seu gerenciamento cada vez mais complexo, aumentando ainda mais a pressão exercida sob o meio ambiente. Em geral, os impactos ambientais são mais evidentes na problemática do descarte inadequado de resíduos, porém diversos aspectos são afetados, como as sociedades, as economias, a distribuição populacional no planeta e afins (BASTOS, 2015). No aspecto ambiental, o passivo ambiental gerado compromete a saúde humana, a integridade dos solos e dos recursos hídricos, polui o ar, reduz a biodiversidade e ainda contribui para o aquecimento global.

Os principais contaminantes produzidos pela decomposição da matéria orgânica em lixões e aterros são o lixiviado e os gases como metano e o dióxido de carbono (ENGELMANN *et al.*, 2018; CARNEIRO, 2002). O lixiviado, popularmente chamado de chorume, é uma matriz complexa e sua composição é relacionada aos estágios de

decomposição da matéria orgânica, a natureza química dos resíduos, idade e modo de operação do aterro (ou lixão) e as condições ambientais da área. Sua produção está ligada a percolação de água nas camadas de resíduos, possuindo um forte potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais (ALMEIDA, 2017).

Sua composição é alterada ao longo dos anos e em decorrência aos processos de degradação dos contaminantes presentes, bem como a interação entre eles. Aterros mais antigos, tendem a ter lixiviados com composições diferenciadas e seus contaminantes predominantes podem ser encontrados com maior facilidade em corpos d'água próximos (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Nesse cenário alarmante, a ampla compreensão dos múltiplos fatores que interferem na gestão e recuperação adequada dessas áreas, apresenta-se como um dos grandes obstáculos das sociedades modernas e deve ser fundamentada nos avanços tecnocientíficos, nas diretrizes de gestão pública e atendendo as demandas ambientalmente corretas.

Além disso, busca-se fomentar os cuidados necessários especialmente no período pós-encerramento e descomissionamento de aterros controlados e lixões, determinado na Lei 12.305 de 2010, conhecida como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010a). Cabe salientar, que o encerramento das atividades nesses locais não cessa contaminação causada nem a alta possibilidade de novos impactos. Esses cuidados estão fundamentados na literatura científica e possuem diretrizes específicas que são adotadas mundialmente para gerenciamento e tratamento adequado de resíduos sólidos urbanos.

Gomes *et al.* (2014) relatam um deslocamento considerável entre os compromissos internacionais assumidos e as políticas nacionais adotadas com as realidades locais rumo a sustentabilidade, ocasionando incoerências na formulação dessas políticas, como a distribuição desajustada de recursos financeiros, ausência de políticas públicas de sensibilização da população consistentes com as questões ambientais, além dos impactos à saúde pública referentes a contaminação ocasionada por RSU.

Nesse sentido, a gestão de áreas contaminadas por RSU vem sendo adaptada ao longo dos anos, visando a incorporação de propostas compatíveis com as metas de sustentabilidade (BRAUN *et al.*, 2017). Essa adaptação visa alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, possibilitando a exposição de tendências, riscos, potencialidades e aprimoramento dos serviços prestados à população por meio da mensuração de dados provenientes dos indicadores de sustentabilidade (GUIMARÃES; FEICHAS, 2009). Os indicadores podem ainda auxiliar no direcionamento de ações e políticas que abarquem todas as dimensões de base do desenvolvimento sustentável.

A recuperação de áreas com tal nível de contaminação é um desafio ambiental persistente nos últimos anos. A maneira comumente observada e com o menor custo é a tentativa de recuperação natural dessas áreas. Isso porque os custos das medidas remediadoras são elevados e persistentes. No entanto, mesmo com esses investimentos a recuperação da área pode não ser completa, além de ser um processo vagaroso.

A Biotecnologia forneceu ferramentas importantes para recuperação de áreas degradadas que, de alguma forma, não conseguem sozinhas se recuperar dos danos sofridos ou ainda que possuam concentrações muito elevadas de contaminantes. A fitorremediação trata-se de uma técnica em ascensão na remediação de áreas contaminadas, alcançando maior relevância, especialmente por apresentar alta eficiência nos processos de descontaminação, por ser de fácil execução e demandar menos tempo e recursos para ser implantadas (VASCONCELOS *et al.*, 2012).

De acordo com Pires *et al.* (2003), a fitorremediação envolve o uso direto de plantas específicas e sua microbiota associada, combinadas ou não com atenuantes para o solo (fertilizantes e corretivos), que promovem a imobilização ou exclusão de contaminantes presentes no solo. Trata-se então de uma alternativa de baixo custo, não destrutiva, além de ser social e economicamente viável (GARBISCU; ALKORTA, 2001). Outro ponto favorável da técnica é que ela pode ainda ser ferramenta de descontaminação de corpos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos. Concomitante a esses fatores, pode ainda propiciar a reabilitação de solos contaminados ou com alto grau de degradação e fomentar práticas de reflorestamento.

A técnica fitorremediadora como ferramenta de remediação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos pode ocorrer de maneira facilitada, isso porque o lixiviado presente em aterros possui características interessantes para o desenvolvimento e crescimento de determinadas espécies (LOPES *et al.*, 2009). Pode ser aplicada em ambientes diversos e agrega diversas áreas do conhecimento como biologia, geologia, engenharia, agronomia, química, ecologia, entre outras (MUTECA, 2012).

O presente trabalho visa disseminar a fitorremediação, enfatizando-a como uma prática de remediação sustentável e passível de ser aplicada em aterros e lixões desativados, principalmente no cenário brasileiro em atendimento a PNRS.

OBJETIVOS

i. Objetivo Geral

O objetivo geral do presente trabalho consiste em realizar um estudo da fitorremediação em áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos e criar um modelo de intervenção em áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos (RSU) encerradas e descomissionadas, focado na aplicação da técnica da fitorremediação no antigo Aterro Controlado do Jockey Club, Brasília/DF.

ii. Objetivos específicos

- Definir a técnica de fitorremediação como alternativa agregada para recuperação de áreas contaminadas por RSU;
- Propor um modelo de intervenção na área de estudo fundamentado na técnica de fitorremediação focadas nas espécies vegetais já estabelecidas no local.

QUESTÃO DE ESTUDO

Na perspectiva de remediação de áreas contaminadas, a busca por tecnologias mais sustentáveis proporciona à fitorremediação maior notoriedade. Nesse sentido, a questão de pesquisa visa entender quais são as influências da fitorremediação, como técnica agregada, para o tratamento de lixiviado em lixões e aterros descomissionados?

ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação resultou na elaboração de dois artigos acadêmicos e está dividida em três capítulos. No primeiro momento, apresenta a introdução e contextualização do tema abordado, os objetivos gerais e específicos deste trabalho. Os capítulos foram divididos da seguinte forma:

Capítulo I: É composto pelo referencial teórico e metodológico. É constituído por uma contextualização geral que aborda os conceitos necessários para o desenvolvimento e entendimento da problemática do trabalho realizado. Na primeira parte desse capítulo é apresentado cenário mundial rumo a sustentabilidade, as questões relacionadas às áreas contaminadas, bem como ações e estratégias adotadas pela comunidade internacional para atingir o desenvolvimento sustentável com seus princípios orientadores e indicadores. Na segunda parte, é apresentado o panorama global em torno dos resíduos sólidos e suas formas de disposição final, com ênfase nas principais fontes de contaminação desses locais e suas consequências no meio ambiente, além dos métodos e iniciativas comumente adotados para remediação dessas áreas. É apresentado ainda, o contexto brasileiro de geração e gestão de resíduos, destacando as políticas mais relevantes para a questão, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos. O capítulo ainda expõe o descomissionamento de aterros e lixões em atendimento as demandas mundiais e as práticas de remediação de impactos passíveis de serem aplicadas nesses locais. Com isso em mente, a técnica da fitorremediação é apontada como uma das estratégias agregadas para remediação dessas áreas e suas implicações na sustentabilidade. Em continuidade, é apresentando o referencial metodológico utilizado neste trabalho e a caracterização da área de estudo.

Capítulo II: Este capítulo está em forma de artigo acadêmico e apresenta o primeiro produto desta dissertação, intitulado de “Fitorremediação para emissões de lixiviado em aterros fechados”. O artigo já foi submetido e encontra-se em fase de revisão. O texto compreende uma revisão bibliográfica focada na utilização da fitorremediação como estratégia agregada para remediação de lixiviado em áreas de aterros e lixões já descomissionados.

Capítulo III: apresenta o segundo artigo acadêmico elaborado nesta dissertação, intitulado de “Proposta de fitorremediação como alternativa agregada para o Aterro Controlado do Jockey Club, Brasília – DF”. Tem como objetivo propor um modelo de remediação, embasado na fitorremediação como técnica agregada, para o antigo Aterro Controlado do Jockey Club, localizado em Brasília, DF.

Por fim, são apresentadas as conclusões obtidas nos dois artigos produzidos, além de sugestões para trabalhos futuros e possíveis lacunas encontradas.

CAPÍTULO 1

1. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO

As consequências do desenvolvimento e aperfeiçoamento das atividades produtivas da impactam diretamente o meio ambiente atualmente e se consolidaram ao longo da história. A interferência negativa da atividade humana na saúde do planeta expõe a natureza a inúmeras e diversificadas formas de devastação e/ou contaminação, como redução das florestas, contaminação de águas, do ar, redução da biodiversidade e afins. Esses fatores, demasiadamente negligenciados, apresentam-se como passivos altamente complexos e que afetam todas as comunidades ao redor do mundo.

A Revolução Industrial, ocorrida no século XVIII, desempenhou um papel fundamental no agravamento desse cenário, sendo um marco na transformação dos processos produtivos, caracterizada pela alta demanda por recursos naturais e na produção de produtos e resíduos diversos (GOMES *et al.*, 2014). O descontrolado processo de industrialização remodelou as sociedades e tornou o meio ambiente receptor final da produção humana de resíduos e substâncias tóxicas, ocasionando na contaminação de diversas áreas e impactando negativamente a saúde humana e ambiental (MORAES *et al.*, 2014).

Tal desenvolvimento tecnológico e industrial, fundamental para o avanço cultural da humanidade e provendo-a de benefícios diversos, influencia significativamente no total de áreas contaminadas que avança em escalas alarmantes (SWARTJES, 2008). O aumento exacerbado da população mundial, associado ao fator tecnológico, afeta também na redução da disponibilidade de recursos naturais, no crescimento e dissipação da poluição, urbanização desordenada, além do acelerado ritmo de consumo e na geração de resíduos.

Dessa forma, no presente trabalho foram abordados pontos fundamentais para o entendimento dessa complexa problemática, como a relação dos atuais modelos de desenvolvimento, que fomentam alto consumo e produção elevada de resíduos, com a contaminação e poluição ambiental em diversas escalas. Sendo assim, foi evidenciada a necessidade de construir mecanismos voltados não somente para a remediação de impactos causados por RSU, mas que também auxiliem na redução na geração de novos. Esses mecanismos precisam ser mais bem direcionados, focando alcançar a

sustentabilidade em suas diferentes dimensões (ambiental, social e econômica), promovendo o equilíbrio entre a demanda por recursos naturais e a capacidade do ambiente em produzir esses recursos, em atendimento tanto as necessidades humanas quanto as do meio. A redução e gestão adequada de resíduos, bem como os locais de disposição final, colaboram com este equilíbrio, estimulando a sensibilização da população em relação aos RSU, construção de políticas públicas mais eficazes e ainda maior engajamento na busca por tecnologias limpas e sustentáveis na remediação desses locais.

1.1. A Busca Pela Sustentabilidade

A proteção do meio ambiente e de seus produtos relaciona-se diretamente com a preservação das diversas formas de vida no planeta, e fomentou a procura por ações e estratégias de preservação ambiental, motivando a criação de diretrizes para ocupação do solo e desenvolvimento de processos produtivos menos nocivos. Na década de 70, diversas conferências internacionais foram realizadas a fim de fomentar discussões sobre a temática ambiental e a construção de compromissos entre a comunidade internacional.

Algumas dessas conferências ganharam maior destaque, como a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, conhecida como a Conferência de Estocolmo em 1972, sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, vista como importante marco nas discussões em torno do desenvolvimento sustentável e que gerou a Declaração de Estocolmo (SOBRINHO, 2008). A partir desse evento, diversos outros foram criados visando melhorar as diretrizes e ações que deveriam ser adotadas sobre o tema.

Em 1982, foi criada a Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento Humano pela Assembleia Geral das Nações Unidas. Um importante documento foi elaborado por essa comissão em 1987 e foi denominado “Nosso Futuro Comum”, também conhecido como Relatório de Brundtland (BRUNDTLAND, 1987). O documento apresentou o conceito de desenvolvimento sustentável que é utilizado até os dias atuais, como sendo aquele desenvolvimento capaz de satisfazer equitativamente as necessidades das gerações atuais, sem limitar o potencial de atendimento as necessidades das gerações futuras (JAPIASSÚ; GUERRA, 2017). Já em 1990, a Assembleia das Nações Unidas, estava voltada para as questões relacionadas ao aumento na emissão de gases do efeito estufa oriundos da atividade humana e seus efeitos nas mudanças climáticas, estabeleceu

o Comitê Intergovernamental de Negociação para a Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima (INC/FCCC) (CENAMO, 2004).

O comitê e o Relatório de Brundtland unidos, deram origem aos princípios e diretrizes a serem discutidos na Conferência de 1992, conhecida como Cúpula da Terra ou Rio-92, realizada no Rio de Janeiro. O evento discutiu e contou com a assinatura de 179 países na chamada Agenda 21 (ALVAREZ; MOTA, 2010). O novo documento expôs uma série de princípios e medidas de planejamento, que facilitam conciliação de recursos voltados para proteção ambiental, justiça social e eficiência econômica, estabelecendo então os três pilares do desenvolvimento sustentável (*Triple Bottom Line*): social, ambiental e econômico (ELKINGTON, 1997).

Em 2000, os desafios relacionados a busca pela sustentabilidade foram base para a formação de uma série de oito metas para serem atingidas até 2015 estabelecidas pela Organização das Nações Unidas (ONU), nomeadas de Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM). No entanto, essas metas foram traçadas sem muitas discussões e com pouco envolvimento da sociedade civil, sendo consideradas como uma redução nas metas discutidas anteriormente na Agenda 21 (CARVALHO; BARCELOS, 2014).

Em 2012 ocorreu a conferência conhecida como Rio+20, cuja resolução culminou na criação de uma nova série de metas, que se propõem a dar continuidade aos ODM, de maneira a abranger temas que não foram abordados ou devidamente atendidos anteriormente (ALVES, 2015). Foram criados então os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), constituídos de 17 objetivos, 169 metas e mais 300 indicadores de sustentabilidade. Além dos ODS, o relatório final da Rio+20, conhecido como “O Futuro que Queremos”, onde questões como erradicação da fome, mudanças climáticas, diminuição das desigualdades, ganharam maior destaque (ONU, 2012).

Para atingir tais objetivos e metas estipulados nos ODS, muitos fatores da construção e manutenção das sociedades atuais precisam ser reavaliados, dentre eles o crescimento econômico validado pelo padrão de produção, consumo e descarte se destaca. A organização *Global Footprint Network* (GFN), desde 1961 anualmente divulga um relatório referente ao Dia de Sobrecarga da Terra (*Earth Overshoot Day*), e é baseado no cálculo da Pegada Ecológica, que é a pressão causada pelas atividades humanas no mundo sobre os

recursos naturais. Para o cálculo dessa data, é levado em consideração o consumo da população e a capacidade de regeneração do planeta (CIDIN; SILVA, 2004).

Em 2019, o relatório alertou que no dia 31 julho de 2019 a humanidade já havia esgotado toda a demanda por recursos ecológicos renováveis e todos os serviços que eles fornecem para todo o ano, com isso a partir do dia primeiro de agosto a humanidade passou a consumir mais recursos do que o planeta consegue fornecer (GFN, 2019). Para o ano de 2020, devido a pandemia do novo coronavírus e as medidas de isolamento, a data apontada apresentou uma tendência de atraso, ficando para o dia vinte e dois de agosto de 2020 (GFN, 2020). Ainda de acordo com a organização, se as projeções de crescimento populacional e de consumo das Nações Unidas, em 2030 seriam necessários dois planetas Terra para suprir a demanda por recursos naturais.

1.2. Indicadores De Sustentabilidade

Para aprimorar e tornar a busca por um desenvolvimento sustentável mais eficaz, diversos instrumentos foram criados, visando a integração de vários setores do poder público e privado para melhorias tanto ambientais quanto para a população. Conhecidos como Indicadores de Sustentabilidade, aparecem dentro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e auxiliam na avaliação da sustentabilidade.

A definição de indicador pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) é um parâmetro ou um valor derivado de alguns parâmetros que fornece ou descreve um fenômeno que seu conceito supera aquele diretamente associado ao valor do parâmetro (OCDE, 1993). Segundo Guimarães e Feichas (2009) a construção de indicadores deve ainda integrar as diversas dimensões de desenvolvimento sustentável (multidimensionalidade), facilitar a comunicação dos setores, os fenômenos sociais, possibilitar comparações e questões essenciais para a construção de políticas públicas e de mudanças na sociedade.

Todavia, a construção desses indicadores é complexa, agregando dados quantitativos e/ou qualitativos. De acordo com Tunstall (1992), podem variar de acordo com suas funções na avaliação de tendências e condições, prover informações, antecipação de tendências, comparação entre situações e locais e ainda avaliar condições e tendências em relação aos ODS e as metas relacionadas. Com isso em mente, Meadows (1998)

apontou que indicadores são produto de valores e geram valores, sendo usados como ferramenta de aprendizagem, mudança e propaganda.

O uso dos indicadores ganhou maior notoriedade porque são capazes que analisar uma determinada situação que abrange diferentes dimensões (ou pilares) da sustentabilidade e apresentar informações robustas, mas capazes de realizar um melhor direcionamento rumo a sustentabilidade (BOSSSEL, 1999). Ao longo do tempo, seis dimensões se tornaram mais frequentes, sendo elas a ambiental/ecológica, econômica, social, espacial/territorial, cultural e política/institucional (SACHS, 1993; SPANGENBERG, 2002).

Essas dimensões estão ligadas a um novo conceito de desenvolvimento como alternativa a ordem econômica internacional chamado de ecodesenvolvimento, focado na compatibilidade entre a preservação e conservação ambiental com a melhoria da qualidade de vida (DA VEIGA, 2010). Ainda de acordo com o autor, a dimensão ambiental/ecológica está voltada para conservação e preservação ambiental de uma forma geral, proteção dos recursos renováveis, limitação do uso de combustíveis fósseis, uso de tecnologias limpas, redução da produção de resíduos e da poluição.

A econômica visa verificar a eficácia e viabilidade econômica, administração adequada dos recursos financeiros, analisa o desenvolvimento macroeconômico e dos impactos associados ao consumo de recursos. Desse modo, é a dimensão que avalia a eficiência dos processos produtivos, indicando as alterações necessárias para um consumo responsável oriundo de uma econômica sustentável (KRAMA, 2008).

Já a dimensão social compreende os fatores ligados a satisfação das necessidades da sociedade como: trabalho, saúde, renda, educação, equidade no acesso aos recursos, habitação e renda (MENDES, 2009). Promove a participação social, o estímulo a cidadania e a geração de empregos (POLAZ; TEIXEIRA, 2009).

A cultural inter-relaciona-se com a social, pois cultura e sociedade não podem ser separadas. Está voltada para o reconhecimento e respeito à diversidade de identidades culturais presentes em todos os países, sendo de qualquer natureza (religiosa, étnica etc.), promovendo a preservação cultural e disseminação e respeito aos conhecimentos tradicionais. Além disso, diz respeito ainda no despertar de uma consciência ambiental

através da alteração dos modos de agir e pensar das sociedades atuais (OLIVEIRA, 2002). Envolve também a compreensão do desenvolvimento histórico das sociedades e a replicação desse conhecimento.

A dimensão espacial/territorial trata das questões relacionadas a distribuição da população no território, buscando uma configuração urbano-rural mais equilibrada não apenas para as populações, mas também para que as atividades econômicas sejam descentralizadas (ARAÚJO *et al.*, 2019). Portanto, essa dimensão está voltada para a entender as necessidades locais, promovendo ações locais para atingir outras escalas, ou seja, agir localmente para alcançar regionalmente visando o nacionalmente e globalmente.

A dimensão política ou institucional busca a sensibilização, mobilização e participação ativa da sociedade, seja no acesso a informações ou no processo de tomada de decisão em defesa de uma sustentabilidade nas estratégias políticas e administrativas (JACOBI, 2003). Deve exprimir não exclusivamente a contribuição da sociedade local, mas também a contribuição dos agentes públicos (representados pelo governo), do empresariado e ainda das instituições em prol de um bem comum, superando assim os obstáculos relativo monitoramento do cidadão bem como sua participação ativa na gestão pública (FREY, 2002).

Alguns índices muito conhecidos podem ser utilizados como indicadores, como por exemplo: Índice de Desenvolvimento Humano (IDH); taxa de mortalidade e natalidade; renda per capita; taxa de analfabetismo; qualidade do solo e afins. Esses índices fornecem dados importantes para advertir a comunidade sobre os riscos e possíveis tendências futuras de desenvolvimento, contribuindo significativamente para construção ou melhorias em políticas públicas (GUIMARÃES, 1998).

1.3. A Problemática Dos Resíduos Sólidos

Para a emblemática questão dos resíduos sólidos são necessárias medidas que visem não somente sua diminuição produtiva, mas também métodos e planos de manejo apropriados para sua disposição. Somado a isso, está o uso de tecnologias que buscam melhorias nos quesitos de bem estar humano, redução de impacto nas mudanças climáticas, aumento da resiliência ambiental, redução na demanda por recursos naturais e

ainda fomento econômico, com a valorização desses resíduos e a criação de postos de trabalho.

Estudos apontam que as taxas mundiais de produção de resíduos sólidos, mesmo que diferenciada para cada país, superam facilmente as taxas de crescimento demográfico, principalmente em países em desenvolvimento (LIMA, 2015). Nesse contexto, um relatório do Banco Mundial divulgado em 2012, “*What a Waste: A global review of Solid Waste Management*” são produzidos 1,3 bilhão de toneladas de resíduos sólidos por ano no mundo, o que mostra uma média de 1,2kg *per capita* (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Ainda de acordo com esse relatório, quase metade do total produzido por ano no mundo é gerado apenas por 30 países, os mais desenvolvidos do mundo.

Alguns trabalhos relatam que uma das principais diferenças entre os resíduos provenientes de países de diferentes graus de desenvolvimento é o volume de material orgânico. Nações com menor renda, tendem a produzir resíduos orgânicos em maior quantidade, enquanto nações mais ricas produzem menos resíduos orgânicos e elevada quantidade de resíduos plásticos, tecnológicos e papéis (DURNING, 1992; GABRIEL; LANG, 2015). A associação existente entre maior produção e consumo de bens e as constantes inovações tecnológicas induz um aumento, cada vez mais significativo, na produção de resíduos compostos por materiais de difícil degradação, componentes tóxicos tanto ambiente quanto à saúde e que demandam manejo e descarte diferenciados e apropriados (GONÇALVES-DIAS; TEODÓSIO, 2006).

Conforme dados fornecidos pela ONU e pelo Banco Mundial, a previsão para 2025 é que o total de resíduos sólidos no mundo seja de 2,2 bilhões de toneladas por ano. O Fundo Mundial para a Natureza (WWF) divulgou em 2019 um estudo chamado “Solucionar a Poluição Plástica: Transparência e Responsabilização”, apontou que os Estados Unidos ocupam o primeiro lugar no ranking dos países com maior índice de produção de resíduos no mundo, seguido pela China, Índia e Brasil, que aparece em 4º lugar (DE WIT *et al.*, 2019).

Com a crescente preocupação com o meio ambiente e a busca por um desenvolvimento mais sustentável, conceitos como o de economia circular entraram em evidência nas agências intergovernamentais em todas as esferas. A economia circular é

compreendida como uma alternativa ao desenvolvimento econômico atual, vislumbrando maior sustentabilidade, pautado em práticas como redução, reutilização, recuperação bem como reciclagem e logística reversa (RIBEIRO; KRUGLIANSKAS, 2014). Em vista disso, apresenta forte potencial para o gerenciamento de resíduos sólidos e no combate às mudanças climáticas.

A Plataforma para Acelerar a Economia Circular (PACE) é uma colaboração público-privada para acelerar a transição das economias mundiais para a economia circular. O PACE divulga relatórios anuais intitulados de *“The Circularity Gap Report”*. O documento de 2019 estimou que naquele ano, apenas 9% das economias mundiais são circular e que anualmente a extração mundial de recursos é de 92,8 bilhões de toneladas, deste total 8,44 bilhões de toneladas ou 9,1% de recursos reciclados ou reaproveitados e que o restante incinerado, aterrado ou disperso no meio ambiente (PACE, 2019).

A Alemanha serviu de inspiração para diversos países do mundo por ser a pioneira ao incorporar a economia circular em sua legislação já em 1996 (SCHNURER, 2002). Geissdoerfer *et al.* (2017) menciona outros países que adotaram posteriormente o conceito da economia circular em suas legislações, como o Japão em 2002 com o *“Basic Law for Establishing a Recycling-Based Society”* e a China em 2009 com o *“Circular Economy Promotion Law of the People’s Republic of China”*.

Com esses progressos ao redor do mundo, a Comissão Europeia se mobilizou para criar um plano com propostas legislativas mais robustas para a questão dos resíduos e em 2015 apresentou o Plano de Ação para a Economia Circular, cujo objetivo era unificar a economia europeia como uma grande economia circular bem como utilizar os resíduos produzidos pelos países do grupo como recursos até 2020 (EC, 2015).

A definição de resíduos sólidos urbanos (RSU) pode variar em alguns órgãos internacionais. De acordo com Hoornweg e Bhada-Tata (2012), a OCDE entende que são resíduos provenientes de residências ou comércios, resíduos de limpeza urbana, não incluindo resíduos da construção civil. Para Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS) entende que são os resíduos oriundos de centros urbanos, comércios, indústrias de pequena escala, hospitais e serviços de limpeza urbana.

Já o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), entende que RSU são aqueles produzidos em centros urbanos, orgânico ou não, vidro, metal, plástico, lixo eletrônico, solo, couro e afins. Para 2050, a ONU estima que caso a mudança nos padrões de consumo se mantenha inalterada, a geração de resíduos sólidos urbanos irá aumentar cerca de 70% (KAZA *et al.*, 2018). Determinados tipos de resíduos se destacaram tanto na produção quanto no descarte, como os resíduos plásticos e os resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, principalmente no tocante aos impactos ambientais e os riscos à saúde humana.

A indústria de plásticos produziu 8,9 bilhões de toneladas desde 1950, crescendo a um índice de 4% ao ano e a produção desse material deve crescer 40% em 2030 (GEYER *et al.*, 2017). A problemática do plástico envolve ainda outros fatores como sua decomposição em microplástico, acúmulo nos oceanos e em aterros, muitos produtos são de uso único ou com vida útil de um ano. Dados apontados no relatório do WWF indicam que a produção mundial de plástico em 2016 atingiu a marca de 396 milhões de toneladas métricas, o que representa 53kg de plástico para cada pessoa no mundo e aproximadamente 6% das emissões de dióxido de carbono no mundo (WIT *et al.*, 2019). Desde total, cerca de 40% corresponde aos produtos plásticos de uso único.

O crescente descarte de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) ou e-lixo (televisores, computadores, celulares e afins), chama atenção pelo volume de material gerado e pela insuficiência de políticas direcionadas ao gerenciamento adequado (alguns países não possuem legislação própria para estes resíduos), o que torna a maioria desses resíduos não apropriadamente relatada e tratada (HOCH, 2016). A parceria global para estatísticas de lixo eletrônico criada em 2017, chamada de *Global E-waste Monitor*, é resultado da união entre a Associação Internacional de Resíduos Sólidos (ISWA), Universidade das Nações Unidas (UNU) e a União Internacional de Telecomunicações (ITU), e tem como objetivo aumentar a conscientização e sensibilização ao tema, fomentar as discussões sobre REEE e as políticas de gerenciamento no mundo, além de apresentar dados sobre a geração e tratamento deste material.

Segundo o relatório divulgado em 2020, somente em 2019 o mundo gerou 53,6 milhões de toneladas métricas desse tipo de resíduo, sendo 7,3kg per capita (FORTI *et al.*, 2020). Desse total gerado, apenas 17,4% (aproximadamente 9,3 milhões de toneladas

métricas) foi devidamente coletado e reciclado. Os dados expostos no relatório são referentes aos REEE gerados e formalmente relatados e documentados, porém estima-se que 82,6% desse total (aproximadamente 44,3 milhões de toneladas métricas) provavelmente não foi documentado e conseqüentemente não coletado nem manejado da forma correta.

Tais dados apontam o crescimento na geração global desses resíduos em relação a medição do ano de 2014, que foi de 44,4 milhões de toneladas métricas, sendo 6,4kg per capita. Diante disso, a comparação entre os anos de 2014 e 2019 indicam um aumento da coleta adequada e da reciclagem, porém esse aumento não acompanha o aumento acelerado da geração dos REEE. O relatório ainda aponta que a geração de resíduos eletrônicos totalizará cerca 74,7 milhões de toneladas métricas em 2030.

O relatório de 2017, apresentou um levantamento indicando que o potencial econômico dos REEE gerados em 2016 foi de 55 bilhões de euros em matéria-prima, ainda que misturada e com impurezas (BALDÉ *et al.*, 2017). Foram ainda apresentados dados referentes recuperação do ouro, que faz parte da composição de vários componentes eletrônicos, e que se devidamente reaproveitado geraria a indústria europeia uma economia de cerca de 18,8 bilhões de euros. O mesmo estudo apontou que o Brasil poderia economizar R\$4 bilhões de reais apenas com a mineração de ouro, prata, cobre e alumínio presentes nos REEE gerados no mesmo ano.

Esses aumentos estão diretamente relacionados ao acelerado padrão de consumo e ao alto poder aquisitivo das populações nos grandes centros urbanos (ZANETI; SILVA, 2017). Essas regiões tendem a acumular maiores volumes na geração de resíduos, como as regiões metropolitanas. Este fator, torna seu manejo e gerenciamento mais complexo, em razão da proporção na produção de resíduos e que devem ser tratados adequadamente (MANNARINO *et al.*, 2016). Por esta razão, os custos absolutos se elevam em virtude da necessidade de utilização de novas tecnologias que promovam e facilitem o devido tratamento e destinação do montante de resíduos (RIBEIRO *et al.*, 2014).

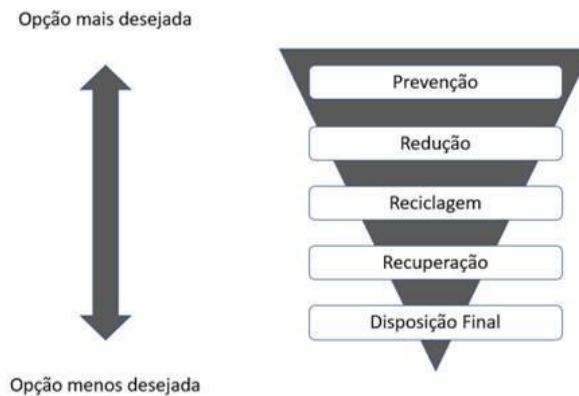
Os impactos ambientais são mais evidenciados neste caso, contudo, existem ainda os impactos sociais e econômicos envolvidos (BASTOS, 2015). Como exemplo desses impactos diversificados, pode-se citar a contaminação do solo e dos recursos hídricos

próximos as regiões de depósito (ODUKOYA, 2010; CARNEIRO, 2002), a poluição do ar (AZEVEDO, 2015), redução da qualidade de vida das populações próximas, supressão vegetal, redução na biodiversidade da fauna, proliferação de vetores de doenças, aumento no número de regiões irregulares de descarte desses resíduos, ocupação irregular de áreas urbanas escassas, instabilidade e contaminação do solo (LONDE; BITAR, 2011; SIMONETO; LOBLER, 2013).

O aterramento de resíduos que possam ser reutilizados, reciclados ou ainda recuperados para aterros atualmente mostra-se inapropriado tanto ecologicamente quanto economicamente (RIBEIRO *et al.*, 2014). Inúmeros países já adotaram políticas públicas voltadas para gestão de resíduos, com ações nos diversos setores (indústria, comércio e afins) e condutas ambientalmente corretas para implementação de aterros sanitários e ainda para o aproveitamento de resíduos. São ações que viabilizam a redução na produção de resíduos causada por um estilo de consumo acelerado e pela obsolescência programada, além de estimular a adoção de práticas mais sustentáveis em todos os setores (ZANETI, 2003).

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP), recomenda uma hierarquia específica para gestão de RSU, tendo base na abordagem internacionalmente reconhecida do programa de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (ISWM). Com isto em mente, a pirâmide invertida traz a ordem de prioridade na gestão, primeiramente a prevenção de produção de resíduos, seguida pela redução ou reuso, reciclagem, recuperação (recuperação energética de diferentes formas) e por último a disposição final adequada e que deve somente ocorrer depois que todas as opções anteriores foram descartadas ou quando não foram atendidas, representada na Figura 1.

Figura 1 - Hierarquia na gestão de RSU.



Fonte: UNEP (2011).

No entanto, no Brasil, a existência de um grande número de lixões e aterros controlados, apesar da legislação atual, enfatiza a necessidade de extinção desses tipos de deposição e a criação de outras soluções para a disposição final de RSU, ainda que a hierarquia apontada acima atue como norte na gestão integrada de resíduos.

1.3.1. Tipos de disposição final dos resíduos sólidos

No Brasil, os locais utilizados para disposição final de RSU são divididos em três categorias: vazadouros a céu aberto ou lixão, aterro controlado e aterro sanitário. A diferença entre lixões e os dois tipos de aterro ocorre principalmente por quesitos como a forma de deposição e de tecnologias de contenção aplicadas. Conforme a definição do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), os lixões são vazadouros a céu aberto, onde a deposição de resíduos ocorre sem qualquer controle ou cuidado, portanto esses locais não obedecem a nenhuma medida de proteção ambiental gerando grandes impactos (IBGE, 2008).

Os aterros controlados são aqueles que possuem alguns sistemas de controle tanto operacional quanto ambiental, como reservatórios de lixiviado, pesagem de material a ser depositado e afins. Mesmo com essas medidas, esse tipo de aterro é ineficiente quanto a mitigação de impactos ambientais relacionados ao solo ou as águas subterrâneas (FREIRE, 2009).

A definição de aterro sanitário segue a Norma Brasileira - NBR 8.419 (ABNT, 1992), sendo aquele que se utiliza de recursos tecnológicos e de engenharia para mitigação dos impactos ambientais, possibilitando a utilização de seus subprodutos e respeitando os procedimentos e normas de construção e operação. Pode ser entendido como um local intermediário entre o lixão e o aterro sanitário, tendo em vista que muitos lixões viraram aterros controlados. Apesar da mudança de nomenclatura e da melhoria estrutural, esses locais muitas vezes já apresentavam índices de contaminação de águas subterrâneas e de solo e por isso, as melhorias tendem apenas a mitigação de danos já causados (CEMPRE, 2010).

1.4. O cenário mundial e ações

Apesar de se tratar de uma urgência ambiental, a temática de gestão de RSU ainda precisa ser muito debatida mundialmente e analisada em conformidade com cada situação. A disponibilização e disseminação de dados estatísticos referentes à RSU, como: geração (volume total produzido por país e *per capita*), taxas de reciclagem, volume aterrado e afins, podem ser ferramentas importantes para o gerenciamento de resíduos e na elaboração de metas a serem alcançadas. Entretanto, a comparação entre países destes dados (volume de resíduos produzidos, aterrados, reciclados e afins) é válida e auxilia na elaboração de ações mais direcionadas, porém deve ser cautelosa a fim de evitar falsos paralelos, devido a existência de variações nos conceitos e de metodologias aplicadas para realizar a medição desses dados. Com isso em vista, a busca para atender as metas estipuladas para a sustentabilidade e melhorar o gerenciamento de resíduos, a União Europeia (UE) alterou sua legislação, adotou mudanças significativas na gestão de resíduos e estimulou a utilização de instrumentos econômicos para maior mobilização de todos os setores.

Embora disponha das mais rigorosas normas ambientais do mundo, a UE e seus países membros, possui diversas áreas impactadas e os danos ambientais não estão controlados nem totalmente remediados (FARIA, 2014). De 1995 a 2012, foi observada uma redução de 42% na quantidade de resíduos sólidos urbanos encaminhados para aterros sanitários (EUROSTAT, 2014). Com a evolução do processo de gestão europeu, vale ressaltar algumas das diretrizes adotadas e que serviram de base para outras políticas internacionais, como:

- Diretiva 75/442/CEE, relativa à resíduos no sentido amplo, com adoção de medidas de redução, reciclagem e transformação dos resíduos (reutilização) em todos os Estados-membros;
- Diretiva 94/62/CE, relativa à gestão de embalagens e resíduos de embalagens, atualizada em 2009;
- Diretiva 1999/31/CE, relativa à deposição de resíduos em aterros visando ações e orientações que reduzam ou evitem esse tipo de prática de eliminação devido aos impactos ambientais;
- Diretiva 2000/76/CE, relativa à incineração de resíduos;
- Diretiva 2002/96/CE, relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, visa reutilização, reciclagem e redução na quantidade desses produtos eliminados
- Diretiva 2006/12/CE, atualizada pela Diretiva 2008/98/CE, relativa uma melhor eficiência na gestão dos resíduos determinando a hierarquia deles, reafirmando o princípio do poluidor-pagador e introduz o conceito do ciclo de vida dos produtos dentro da política de resíduos sólidos europeia.
- Diretiva 2011/65/EU, relativa ao estabelecimento a restrição de substâncias perigosas na produção de equipamentos de elétrico e eletrônicos devido ao risco à saúde humana e ambiental.

Nesse contexto, alguns países receberam maior notoriedade (alguns dentro do bloco europeu), positivamente por adotarem ações mais sustentáveis de desenvolvimento e na gestão de resíduos e outros negativamente no mesmo sentido. Sendo:

- A Alemanha

A Alemanha é, de longe, o país que mais se destacou positivamente, através de políticas ambientais precoces e programas fortes de educação. O país serviu de modelo para União Europeia na disseminação da economia circular e na formulação de políticas públicas (MACHADO, 2013). Diante do sucesso do caso alemão, a UE utilizou-se dos requisitos e princípios de segurança concebidos pelos alemães e os empregaram como

base na formulação das medidas de regulação de aterros e na incineração dos resíduos (EU, 1999; EU, 2000).

O país é líder nas taxas de reciclagem e compostagem no relatório da OCDE, com uma taxa de 65% para esses quesitos (OCDE, 2015). Dados apontam que em 2019, 14% da matéria-prima usada no país é oriunda do tratamento de resíduos, com altas taxas de reciclagem com 70% dos resíduos comerciais e industriais, 90% dos resíduos da construção civil e 67% do lixo doméstico (BMUB, 2018).

Desde o século XIX, a Alemanha já realizava a cobrança de taxas municipais para coleta de resíduos. Na década de 1970, existiam no país cerca de 50 mil depósitos de resíduos, mas em 2014 esse total foi reduzido para menos 200 (EEA, 2013). Schnurer (2002) apontou que a primeira legislação voltada para os resíduos sólidos foi chamada de “*Waste Disposal Act*” em 1972 e em 1996 o país adotou o “*Closed Substance Cycle and Waste Management Act*”, já incorporando o conceito de economia circular em suas leis. Em 2013, o país adotou o “*The German Waste Prevention Program*”, revisado em 2019, mesmo com a diminuição do volume de resíduos produzidos desde 2000.

Dados do relatório “*Municipal Waste Management in Germany*” (EEA, 2013) apontou que a Alemanha está focada na economia circular, se concentrando na prevenção e reciclagem de resíduos, prezando na alta qualidade e durabilidade dos produtos e mecanismos ambientalmente corretos. Em 2015, cerca de 13,85 milhões de toneladas de resíduos biodegradáveis foram tratados por meio de instalações de compostagem e biodigestão. Em novembro de 2000, o país criou a Diretiva “*Elektro-Altgeräte-Richtlinie*” (EAG) que disponibilizou um padrão técnico profissional e ambientalmente adequado para o tratamento de REEE (UBA, 2017). Entre os anos de 2006 e 2015, cerca de 7,2 milhões de toneladas de REEE foram devidamente coletados e tratados (BMUB, 2018).

- A Suécia

Já na década de 1970, a Agência de Proteção Ambiental Sueca alega que os resíduos produzidos na Suécia começaram a ser tratados como recurso, atendendo aos conceitos de economia circular, com ênfase na separação, compostagem e incineração (SEPA, 2005). Dados do mesmo estudo, referentes a 1970 apontam que apenas 38% dos

resíduos domésticos eram reaproveitados. Com a adoção de um código ambiental mais rígido em 1999, novas metas foram empregadas na gestão dos resíduos, incluindo a cobrança de taxas para aterramento já no ano seguinte. Desse período até o momento atual, a Suécia segue a legislação comum da União Europeia.

Anualmente, são divulgados referentes à gestão de resíduos por Avfall Sverige (*Swedish Waste Management*). No relatório de 2018 com dados referentes a 2017, do total de resíduos domésticos cerca de um terço foi destinado a reciclagem, do volume restante 16% foram para compostagem e digestão anaeróbica e apenas 0,5% foram destinados aos aterros, valor significativamente abaixo da média observada de 25% em outros países europeus (SEPA, 2005). Lee *et al.* (2017) relatou que países como a Suécia e a Alemanha incineram mais de 35% dos resíduos produzidos, o que futuramente pode ser um desafio no redirecionamento desses resíduos para reciclagem e para alcançar a meta europeia de 65% de reciclagem. No intuito de melhorar ainda mais os índices no país, a Suécia em 2017 realizou mudanças em seu sistema tributário afim de tornar ainda mais acessível os consertos em bens usados

- Os Estados Unidos

De acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), os norte-americanos lideram o ranking mundial das nações que mais consomem matérias-primas industriais, são 624 mil toneladas por dia em 2014, apontando ainda que o país gera 7 vezes mais resíduos sólidos urbanos que a 10ª no ranking, a França (OCDE, 2015). Os EUA e a China são os países que mais utilizam o sistema de aterramento para dispor resíduos no mundo (SIMÕES *et al.*, 2019).

Apesar desses dados alarmantes, o país é líder na condução, captura e utilização dos gases produzidos em aterros sanitários. Em 2010, nos EUA já existiam cerca de 87 usinas de reaproveitamento energético dos resíduos (*waste-to-energy* - WTE), com capacidade de processamento de 28 milhões de toneladas de RSU, gerando aproximadamente 15 TWh (Terawatt-hora) de eletricidade no mesmo ano (UNEP, 2011).

Atendendo as demandas mundiais pela redução na emissão de gases poluentes e as determinações estipuladas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

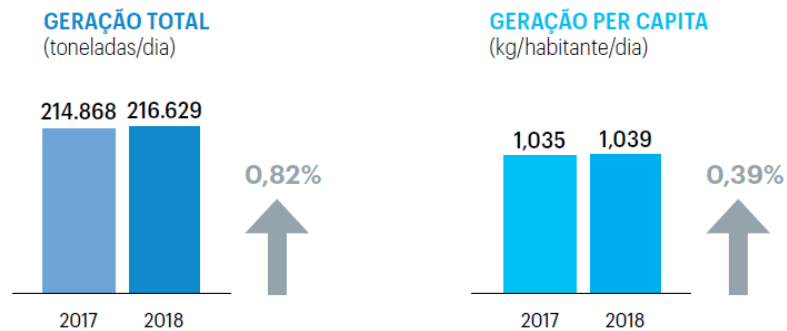
(USEPA), essas usinas passaram por modernizações para reduzir ainda mais a emissão desses gases e evitar com que outros gases sejam liberados no processo (CARDOSO, 2019). Um consórcio formado entre indústria-universidade, denominado *Waste-to-Energy Research and Technology Council* (WTERT) criado em 2002 é uma das principais fontes de desenvolvimento e pesquisa acadêmica na área de produção energética a partir de resíduos nos EUA (THEMELIS, 2003).

A USEPA apresentou um relatório em 2017 indicando que a geração de resíduos sólidos municipais foi de 267,8 milhões de toneladas, desde total 67 milhões de toneladas foram recicladas, 27 milhões de toneladas foram encaminhadas para compostagem e 139,6 milhões de toneladas foram aterradas (USEPA, 2018). Do total de resíduos aterrados em 2017, 22% era composto de resíduos orgânicos, 19% era plástico. Esses dados revelam um aumento no total de resíduos gerados entre 2017 e 2015, onde o volume total ficou em torno de 262,1 milhões de toneladas. A organização ainda apontou que entre os anos de 2013 e 2014 os índices de reciclagem se mantiveram praticamente iguais, porém a geração de resíduos chegou a 258,5 milhões de toneladas, apontando um aumento em 2015 de 1,4%.

1.5. O caso brasileiro e a Política Nacional de Resíduos Sólidos

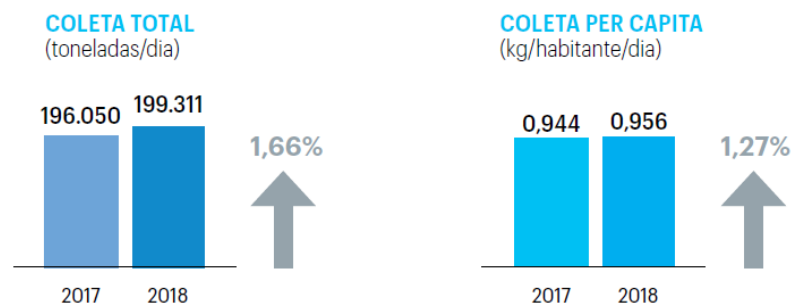
No caso brasileiro, as discrepâncias entre as taxas de crescimento populacional e as taxas de geração de resíduos ficam mais evidentes. Principalmente quando se observa o período entre 1991 a 2000, em que a população brasileira cresceu em torno de 15,6% enquanto o descarte de resíduos aumentou 49% no mesmo período (WALDMAN, 2010). Dados divulgados pela Associação Brasileira De Empresas De Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), indicaram que entre os anos de 2017 e 2018 houve crescimento na produção de resíduos, especialmente na geração de resíduos *per capita*. Além disso, o país também teve aumento nas taxas de coleta desses resíduos no mesmo período (ABRELPE, 2019), conforme a Figura 2 e a Figura 3.

Figura 2 - Geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil.



Fonte: ABRELPE/IBGE (2019)

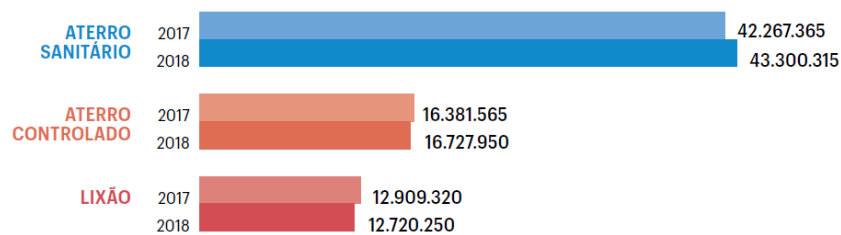
Figura 3 - Coleta de resíduos sólidos urbanos no Brasil.



Fonte: ABRELPE/IBGE (2019)

Ainda neste sentido, a Figura 4 apresenta o panorama o volume de resíduos destinados para disposição final de acordo com cada tipo de depósito no mesmo período (2017/2018). A redução no volume de RSU encaminhado para aterros controlados e lixões, apesar de pequena, indica que outras formas de tratamento estão sendo utilizadas.

Figura 4 - Disposição final de RSU no Brasil.



Fonte: ABRELPE/IBGE (2019)

Após a Conferência de Estocolmo, o governo brasileiro iniciou as primeiras medidas em prol do meio ambiente construção e em 1973 institucionalizou, no decreto nº 73.030, a Secretária Especial do Meio Ambiente (SEMA) (BRASIL, 1973) e em 1981, foi sancionada a Lei nº 6.938 sobre a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) (BRASIL, 1981).

Promulgada em agosto de 2010, a Lei 12.305 que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), “dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos” (BRASIL, 2010a). A lei foi criada no intuito de estabelecer instrumentos que auxiliem na redução dos principais problemas relacionados (direta ou indiretamente) a todos os processos que envolvem os resíduos sólidos (produção, descarte, coleta, transporte, reciclagem etc.).

De acordo com a política, a destinação final dos resíduos sólidos produzidos pelas populações deve ser ambientalmente correta, abrangendo quesitos como a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a redução de produção desses resíduos, disposição final correta, maior aproveitamento energético possível e ainda recuperação de áreas degradadas por eles. No art. 19, incisos I a XIX da PNRS, situa-se a exigência de elaboração de planos de gestão para os RSU, conhecidos como Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PMGIRS) para todos os municípios brasileiros. O gerenciamento de resíduos sólidos ideal se baseia em propósitos claros e específicos, vislumbrando a redução de consumo, reutilização, reciclagem de materiais, e como último recurso a recuperação energética do que não pôde ser reciclado nem reaproveitado.

A PRNS faz diferenciação daquilo que é considerado resíduo de rejeito. O resíduo possui valor econômico, podendo ser reaproveitado ou reciclado, já o rejeito é aquele que esgotadas todas as possibilidades de tratamento ou recuperação. Portanto, todo tipo de resíduo deve ser tratado, sendo ele residencial, industrial e da construção civil, menos os rejeitos com potencial danoso à saúde como os radioativos. Entretanto, a título de exemplo, ainda não foi regulamentado a aplicação do método de logística reversa dos REEE, mesmo o Brasil sendo o 7º país do mundo na geração desse tipo de resíduo, cerca de 1,5 milhão de toneladas ano (BALDÉ *et al.*, 2017).

Para serem classificados como rejeitos, os resíduos precisam passar por triagens, que podem ser tradicionais (separação e compactação) ou alternativos. Caso seja possível, devem ser triados por processos mais refinados e tecnológicos, economicamente viáveis e disponíveis, que visem a recuperação e reutilização de materiais (MANDARINO, 2000). O material que não pode ser devidamente tratado, deve ser aterrado corretamente em aterros sanitários, seguindo as normas ambientais específicas, para evitar danos à saúde e segurança pública, além de reduzir os impactos ambientais (CINTRA, 2003).

Assim sendo, podem ser classificados de acordo com sua origem (industrial, de saúde, da construção civil, entre outros), natureza física (seco ou molhado), composição química, periculosidade (BRASIL, 2010a; PARANÁ, 2012; USEPA, 2009).

Conforme descrito na PNRS, resíduos sólidos urbanos englobam resíduos domiciliares provenientes das atividades domésticas e resíduos gerados da limpeza urbana como varrição das ruas e vias públicas e afins. Sendo assim, para gestão adequada desses resíduos é preciso levar em consideração as alterações quantitativas e qualitativas dos mesmos ao longo do tempo e a evolução tecnológica de produção e de consumo (NASCIMENTO *et al.*, 2015). Nesse cenário, a destinação final deste material bem como sua gestão integrada, precisam ser aplicadas adequadamente e reforçadas no contexto mundial para contenção dos impactos ambientais causados.

Em cumprimento à PNRS, o fechamento dos chamados aterros controlados ou lixões era obrigatório até 2014, sendo necessária a substituição destes por aterros sanitários. A Lei Federal 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como Lei de Crimes Ambientais, juntamente com a PNRS, consideram lixões e aterros controlados práticas irregulares para

disposição final de RSU (BRASIL, 1998; BRASIL, 2010a). No entanto, poucos foram efetivamente desativados.

Alguns Projetos de Lei (PL) surgiram buscando aumentar o prazo de encerramento dos lixões, dentre eles está a PL 4.162 de 2019 (BRASIL, 2019). Em julho de 2020, a PL foi alterada e aceita como lei, conhecida como o novo Marco do Saneamento Básico, a Lei 14.026 (BRASIL, 2020). A lei atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a PNRS, e determinando que as cidades encerrem os lixões a céu aberto, sendo até 2021 para capitais e suas regiões metropolitanas e até 2024, para municípios com menos de 50 mil habitantes.

Para o encerramento de lixões e aterros controlados é essencial mencionar a necessidade da criação de políticas públicas voltadas aos catadores de materiais recicláveis, tendo em vista que é dessas áreas que eles tiram seu sustento, estando mais sujeitos a riscos, aumento nas desigualdades e informalidades (BASTOS, 2015). Com a atividade de catação interrompida, se a coleta seletiva não for devidamente ampliada, os resíduos recicláveis podem acabar em aterros sanitários, o que afeta diretamente a lógica de reuso da logística reversa. Em vista disso, o catador de materiais recicláveis não está apenas relacionado ao aspecto social (prevendo a inclusão e proteção deste grupo), mas também ao ambiental, com o estabelecimento de parcerias com cooperativas e a legalização da atividade de coleta e ocorre a diminuição no volume de material reciclável que seria aterrado (BESEN, 2016).

Além do incentivo à reciclagem, outras formas de tratamento de resíduos estão sendo inseridas nas pautas do poder público. A Portaria Interministerial nº 274 dos ministérios do Meio Ambiente, de Minas e Energia e do Desenvolvimento Regional, de 30 de abril de 2019, visa a regulamentação da recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2019).

O Ministério do Meio Ambiente lançou em abril de 2019 o “Programa Nacional Lixão Zero”, cujo objetivo é no subsídio aos estados e municípios na gestão de RSU, tendo como ponto central a correta disposição final. Para isso, o programa conta com uma Agenda de Atividades e um Plano de Ação, com ações rumo a situação almejada e indicadores para avaliar a execução do programa (MMA, 2019).

Um relatório intitulado de “17º Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos” do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) apontou que em 2010 cerca de 89,2 milhões de brasileiros não tinham acesso ao serviço de coleta de resíduos e em 2018 esse valor foi para 52,1 milhões de brasileiros (SNS, 2019). O estudo apontou ainda que 3.468 municípios participantes da pesquisa, 1.322 dispunham de alguma forma de coleta seletiva, o que representa 38,1% e que 2.146 desses municípios não dispunham desse serviço.

A implementação da PRNS em todo o País encontra um importante impasse: o alto custo que todo o processo de operação envolve (desde a coleta até a disposição final desses resíduos) associada a falta de receita para tal (ANDRADE; FERREIRA, 2011). Em 2017, o SNIS advertiu que uma grande parcela dos municípios brasileiros (a maioria) não possui um sistema de cobrança de taxas que custeariam os processos de operação dos RSU, mesmo já exista legislação prevendo esse tipo de cobrança (SNIS, 2017). Fica evidente então, a inviabilidade econômica na gestão de resíduos, a interferência das questões políticas e até mesmo populistas (SILVA; CAMPANEMA, 2019). Visando melhorias na gestão de RSU, novos instrumentos legais deram a possibilidade de instalação de aterros sanitários consorciados (cidades que compartilham uma instalação de tratamento de resíduos sólidos urbanos), o que traria maior eficiência no tratamento de RSU e redução de custos (OLIVEIRA; CUNHA, 2017).

A gestão adequada de RSU no Brasil não segue a hierarquia proposta pela UNEP, sendo o aterramento a opção mais utilizada e ao fato que em diversas regiões do país não existe nem programas de coleta seletiva (DA SILVA *et al.*, 2014). Além disso, caso a recuperação energética seja uma possibilidade, as tecnologias a serem empregadas precisam de comprovação das viabilidades ambiental, técnica e econômica, necessitando ainda de mecanismos para monitoramento na emissão de gases tóxicos (CARDOSO, 2019). O papel do cidadão é crucial no sucesso de qualquer medida de gestão de resíduos sólidos, começando pela conscientização dele como consumidor e gerador, como na responsabilidade necessária para o descarte adequado (BUENO; ARRUDA, 2013).

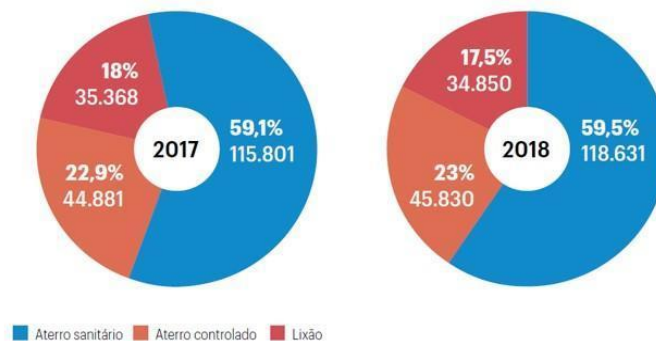
No entanto, uma pesquisa do Instituto Brasileiro de Opinião Pública e Estatística (IBOPE) solicitada pela empresa Ambev revelou que, apesar de 98% dos brasileiros entrevistados afirmarem que a coleta seletiva é uma medida importante, 66% dessas

peças têm pouco conhecimento sobre o sistema de coleta seletiva e 75% reconhecem que não realizam a separação desses resíduos, embora 94% deles admitirem que o descarte correto é por meio da separação dos recicláveis (IBOPE, 2018).

Um relatório do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea), intitulado de “Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos”, estimou que se todo reciclável que foi direcionado para aterros ou lixões tivesse sido reciclado os benefícios seriam estimados em 8 bilhões anuais (IPEA, 2010). Ainda de acordo com o relatório levando em consideração o crescimento nos índices de reciclagem, a atividade de reciclagem já poderia gerar benefícios entre R\$1,4 bilhão e R\$3,3 bilhões por ano.

Apesar dos esforços para a correta disposição final de resíduos sólidos, a ABRELPE divulgou dados no Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019 que revelam a existência de lixões e aterros controlados em todas as unidades da federação (ABRELPE, 2019). O panorama ainda indicou aumento da disposição em aterros sanitários, como pode ser observado na Figura 5, indicando que apesar de ser uma alternativa mais adequada, o aterramento ainda é a opção mais utilizada e não a reciclagem, reuso e prevenção.

Figura 5 - Volume de RSU por tipo de disposição final no Brasil.



Fonte: ABRELPE/IBGE (2019)

A PRNS traz ainda a proposta de inserção participativa do catador na gestão dos resíduos e incentiva a construção de associações ou cooperativas em parceria com os setores público ou privado, visando a eficiência a reciclagem. Todavia, esses atores são a parte mais sensível da problemática da gestão dos RSU, sendo muitas vezes segregados e excluídos socialmente. Isso porque exercem sua atividade laboral em áreas insalubres,

ainda estão expostos a habitações precárias (em geral moram perto da área de coleta de material), má alimentação (muitos apresentam problemas relacionados a deficiências nutricionais e ingestão de alimentos inapropriados para consumo), baixa escolaridade, alta taxa de natalidade, baixa expectativa de vida e diversos problemas de saúde (CAPUCHA, 1998). Velloso (2005) relatou em seu estudo que os catadores, quando organizados em grupos e associações, são estimulados a capacitação, fornecendo serviços cada vez melhores, e ainda alterando a imagem marginalizada e segregada construída pela sociedade.

O projeto de Lei 7.535, de 2017 é uma iniciativa importante na gestão de resíduos, pois propõe que seja criada uma política de incentivo às atividades que estão voltadas para a indústria de reciclagem, porém está desde 17 de outubro de 2019 aguardando apreciação pelo Senado Federal (BRASIL, 2017). Está pautada em três eixos: a criação de um Fundo de Investimento para projetos de Reciclagem (PRORECICLE), incentivo a programas de reciclagem e ainda a emissão de títulos para auxiliar no financiamento das práticas de reciclagem. Assim sendo, seria criado um Fundo de Apoio para Ações Voltadas à Reciclagem (FAVORECICLE), com objetivo de assegurar e fazer a destinação correta e restrita dos recursos à projetos de reciclagem e reuso de resíduos. Nessa lógica, a criação e fomento dos incentivos econômicos à reciclagem é crucial para o aumento e disseminação da prática no País.

1.6. Identificação e gerenciamento de áreas contaminadas

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), define área contaminada como uma área, terreno ou local que comprovadamente há contaminação ou poluição resultante de substâncias ou resíduos que tenham sido nela dispostos, armazenados, acumulados, enterrados de maneira programada, eventual, acidental ou ainda natural (CETESB, 2001). Ainda de acordo com a CETESB, a concentração dos poluentes pode ocorrer em diferentes pontos do ambiente, como solo, águas superficiais e subterrâneas, sedimentos, rochas e estruturas próximas.

Para gestão e monitoramento dessas áreas contaminadas, foi estabelecido o gerenciamento de áreas contaminadas (GAC), é composto por um conjunto de medidas e ações que certificam as características das áreas contaminadas e define as medidas de

intervenção mais apropriadas a serem adotadas, tendo em vista minimizar e/ou eliminar os riscos à população e ao meio ambiente provocados pelos contaminantes presentes nesses locais (CETESB, 2013). A Figura 6 apresenta o fluxograma de gerenciamento proposto pela CETESB. Essas medidas fornecem informações importantes bem como os instrumentos necessários para o processo decisório quanto as formas de intervenção mais apropriadas a cada local.

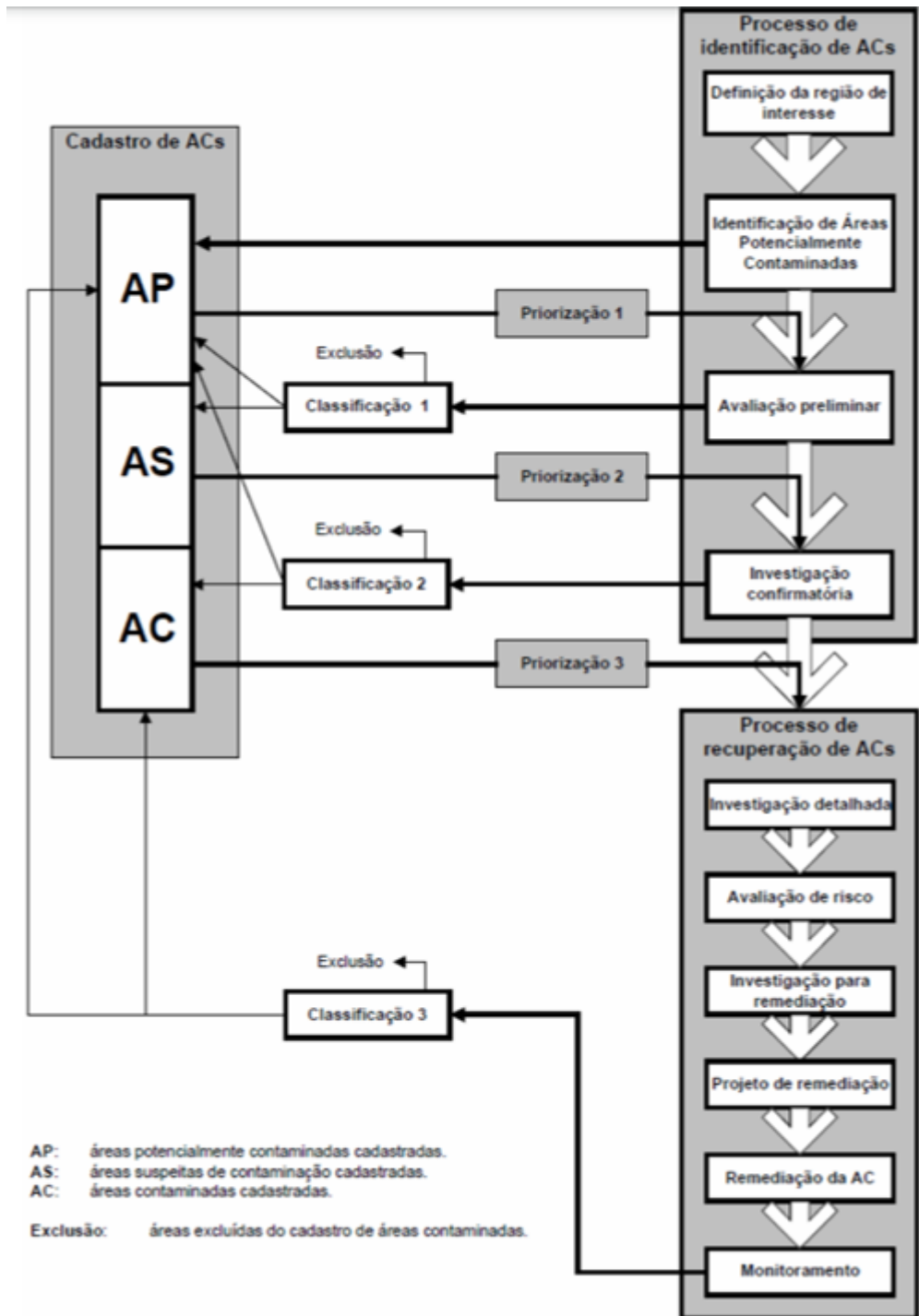
A fase preliminar é de suma importância e compreende todo o processo investigatório do local de interesse. Esta fase reúne um levantamento da contaminação, caracterização geológica, climatológica, biológica e o histórico da contaminação. As áreas são então definidas como: área potencialmente contaminada (AP); área suspeita de contaminação (AS) e área contaminada (AC), se não for comprovada a contaminação a área é excluída do manual.

A confirmação da contaminação ocorre pela investigação confirmatória, por meio de análises laboratoriais de amostras de solo e águas subterrâneas (ou corpos d'água próximos) em número suficiente para comprovação. Os locais que receberam a definição de área contaminada devem então ser incluídas no processo de recuperação de AC. Para melhor entendimento deste processo, as etapas seguintes vislumbram os seguintes objetivos:

- Investigação detalhada: é semelhante a investigação confirmatória, porém seu objetivo é quantificar a contaminação, indicando a fonte de contaminação, as áreas afetadas, quais os contaminantes e suas concentrações, delimitação da pluma de contaminação e suas as taxas de propagação;
- Avaliação de risco: visa quantificar os riscos geradas pela área à saúde da população e ecossistemas para possibilitar a refuncionalização destes locais, busca compreender a dissipação dos contaminantes, as vias de exposição e a avaliação comparativa entre os contaminantes presentes e suas concentrações com os dados toxicológicos já existentes;
- Investigação para remediação: o objetivo desta fase é a seleção da técnica ou do agregado de técnicas remediadoras apropriadas para a área selecionada, considerando a viabilidade econômica e a legislação pertinente;

- Projeto de remediação: a fase objetiva apresentação de um plano de remediação a ser aplicado, com todas as informações coletadas nas etapas anteriores e ainda planos de trabalho, segurança para os trabalhadores envolvidos e da população próxima, detalhamento da implementação e operação do projeto e ainda o plano de monitoramento com os padrões e metas a serem atingidos. Para ser implementado, o projeto precisa de aprovação do(s) órgão(s) gerenciador ou de controle ambiental;
- Remediação da AC: compreende todo o processo de implementação do projeto de remediação, avaliação de eficiência das medidas adotadas e dos possíveis impactos que possam ter ocorrido no processo de remediação
- Monitoramento: objetiva avaliar a eficiência da remediação e o período de monitoramento ocorre desde o início da implementação das medidas remediadoras e se estende pelo período definido pelo órgão de controle ambiental pertinente.

Figura 6 - Fluxograma de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.



Fonte: CETESB (2001).

A gestão inadequada no armazenamento e monitoramento de substâncias tóxicas provenientes de processos industriais ativos ou interrompidos também provoca contaminação (VALENTIM, 2007). A falta de regulação local ou até mesmo adoção de

critérios específicos para disposição final de resíduos promoveu o aumento acelerado de poluentes no solo, na água, no ar, reduzindo a habilidade do meio ambiente de reagir a esses poluentes por meio de seus processos naturais, fazendo-se necessárias a adoção de medidas mitigadoras (REDDY; ADAMS, 2015). Ainda de acordo com os autores, no tocante às questões ambientais, principalmente no que se refere a contaminação, degradação e posterior remediação de áreas contaminadas, a legislação existente é muito recente e deficiente no contexto mundial (pouco difundida, abrange um volume reduzido de contaminantes, possui poucos estudos e afins). Ainda que bem-intencionada, essa legislação não é inteiramente sustentável nem mundialmente adotada.

Remediar uma área contaminada consiste na aplicação de técnicas e medidas de intervenção voltadas para contenção, redução ou exclusão de contaminantes em um determinado local focadas na mitigação de impactos e riscos ou ainda o uso futuro daquela área (GÜNTHER, 2006). Para ser implementado, um processo de remediação deve ser orientado por etapas indispensáveis em uma abordagem sistemática, visando primeiramente a caracterização do local, a análise de riscos e de custos, e por último a seleção de uma ação ou um conjunto de ações remediadoras eficientes (REDDY; ADAMS, 2015).

As metodologias comumente aplicadas para remediação de áreas contaminadas possuem entraves significativos como: custos elevados e duradouros, não tratam a pluralidade dos contaminantes e dos diferentes tipos de áreas. Em razão disso, não são totalmente adequadas e possuem sustentabilidade reduzida. Isso porque, para qualquer projeto de remediação, o aspecto mais importante a ser avaliado é que esses locais, se não tratados, podem ocasionar consequências sérias para o meio ambiente e para a saúde humana. Contudo, existe o entendimento de que a remediação não é um processo exclusivamente sustentável (BARDOS *et al.*, 2002; HOU *et al.*, 2017).

O processo decisório acerca da seleção da técnica, ou do conjunto de técnicas, de remediação de uma determinada área contaminada carece então de uma boa razão custo-benefício e de uma análise criteriosa, assim sendo condicionada ao uso posterior da área (após o processo de remediação), a natureza dos contaminantes, os riscos relacionados a contaminação, proximidade de comunidades ou grupos populacionais, hidrogeologia local,

presença de cursos d'água (superficiais ou subterrâneas) e a dispersão de subprodutos resultantes da decomposição dos poluentes ao longo do tempo (USEPA, 2001).

Outros estudos ressaltam que o processo decisório pode ser ainda mais laborioso, visto que demanda uma base de conhecimentos multidisciplinar e a pluralidade de atores envolvidos (sociedade, poder público, instituições variadas) e envolve quesitos químicos, físicos, biológicos, socioeconômicos, políticos e éticos (HUANG; KEISLER; LINKOV, 2011).

As tecnologias de remediação, apesar de estarem voltadas para mitigação de impactos, resultam em outros impactos, sejam eles previstos ou não no plano de remediação proposto. Entretanto, conforme Reddy e Adams (2015), a técnica selecionada deve atender aos seguintes requisitos:

- Minimização dos riscos à saúde pública e os impactos ambientais;
- Redução na produção subprodutos ou resíduos;
- Solução eficiente a longo prazo;
- Permite a utilização adequada do uso do solo;
- Fomenta a utilização de fontes renováveis de energia ou promover a redução no uso de energias de fontes não renováveis;
- Minimização na emissão de GEE;
- Promoção de práticas como o reuso e a reciclagem de materiais;
- Redução nos impactos nos recursos hídricos disponíveis.

1.6.1. Áreas contaminadas por RSU

O descarte inadequado de RSU, inicialmente ocorria próximo a áreas verdes e distantes das áreas centrais das cidades, porém com o crescimento urbano, os depósitos aproximaram-se dos aglomerados populacionais e a corpos d'água, tornando a poluição cada vez mais próxima e evidente. Estes aspectos, somado aos riscos associados a esses depósitos, impulsionaram o desenvolvimento e aprimoramento de técnicas de disposição final e contenção da poluição (SILVA; CERVIERI, 2015). Estas técnicas têm diversas

abordagens e propostas, como: incineração, reciclagem, compostagem e ainda o aterramento.

Entretanto, apesar de reduzirem os impactos a curto prazo, essas técnicas podem não ser totalmente adequadas, provocando impactos ambientais secundários e mantendo o risco à saúde populacional ao longo dos anos (DUPONT; THEODORE, 2012; HABERMANN; GOUVEIA, 2014). Isso porque os depósitos existentes no Brasil e em diversos países, muitas vezes não são regulares ou adequados, ocasionando graves degradações ambientais e dificultando a implementação de possíveis tratamentos.

A variação nas formas de disposição final de RSU e suas respectivas abordagens, mesmo que aprimoradas, encontram obstáculos na redução de impactos, como: o contínuo processo de decomposição da matéria orgânica e o volume de produção de seus subprodutos; práticas de incineração de resíduos libera gases poluentes na atmosfera (incluindo gases de efeito estufa – GEE); a reciclagem reduz o volume de resíduos aterrados, mas não comporta todo o volume produzido pelas sociedades e possui limitações quanto a composição dos resíduos; a compostagem é limitada a matéria orgânica; e o aterramento pode causar contaminações de corpos d'água, solo e ar.

Além disso, esses locais se diferenciam das demais áreas degradadas devido a produção e liberação de gases como o metano e dióxido de carbono, a baixa drenagem em razão da compactação e a movimentação do solo causada pela acomodação dos resíduos, pela diversidade de composição e pelos diferentes estágios de estabilização da matéria orgânica (EL-FADEL *et al.*, 1997).

A degradação ambiental presente tanto em países desenvolvidos quanto em países em desenvolvimento (maior concentração de áreas degradadas está nesta parcela), em geral é causada gestão inapropriada dos resíduos sólidos urbanos (BHALLA; SAINI; JHA, 2012). Dados Conselho de Pesquisa em Tecnologia de Geração de Energia a Partir de Resíduos (CONGENERES), com sede nos Estados Unidos e presente em diversos países do mundo, apontam que a cada dez toneladas de resíduo sólido aterrado um metro quadrado de terreno é danificado permanentemente.

A presença de parâmetros a serem seguidos em relação a disposição final dos resíduos sólidos não reduz os impactos causados anteriormente por disposições

inadequadas nem a complexidade na remediação ou mitigação dos impactos que ainda ocorrem mesmo, em locais que já tiveram suas atividades de depósito encerradas (CAMPOS, 2018).

Posto isso, vale ainda ressaltar que o contato de pessoas com contaminantes presentes na água ou solo desses locais infreqüentemente resulta em efeitos imediatos, já que diversas patologias tendem a se desenvolver com o acúmulo desses contaminantes, causado por um longo período de exposição ao tóxico, como doenças causadoras de distúrbios neurológicos, reprodutivos e respiratórios, cardiopatias, doenças crônico-degenerativas e hepáticas (HABERMANN; GOUVEIA 2014).

Nestes locais, as fontes de contaminação que geram maior preocupação, devido a seus respectivos potenciais poluidores, são os gases produzidos e o lixiviado. Os gases gerados áreas de disposição final de resíduos sólidos, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), devem ser capturados e conduzidos para queima, evitando que sejam liberados no ambiente. O metano é um GEE, com potencial de influência nas mudanças climáticas em torno de vinte vezes maior que o dióxido de carbono em um período de 100 anos (IPCC, 2007). Em lixões, como não existem sistemas de captura e queima, esses gases são liberados na atmosfera. Suas taxas de produção também sofrem variações, principalmente em função da natureza dos resíduos e da quantidade de matéria orgânica presente (DEL REY, 2020).

O lixiviado pode ser descrito como uma matriz complexa, composta por matéria orgânica, metais pesados, poluentes orgânicos e inorgânicos, água da chuva que adentrou nas camadas de resíduos depositadas, com concentrações que variam de acordo com fatores biológicos, químicos e físicos que ocorrem no local (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). As variações na composição do lixiviado estão relacionadas a: natureza dos resíduos, idade e modo de operação do aterro, granulometria, umidade, peso específico e grau de compactação dos resíduos, aspectos quantitativos e qualitativos de nutrientes, pH e temperatura dos líquidos presentes no aterro.

Contudo, esse material possui determinadas especificidades comuns, como: pH ácido, alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), altas taxas de: carbono orgânico total (COT), sólidos suspensos total (TSS), total de sólidos dissolvidos (TDS), componentes de

amônia e enxofre, poluentes orgânicos recalcitrantes, matéria orgânica dissolvida (DOM), demanda química de oxigênio (DQO) e metais pesados (MOODY; TOWNSEND, 2017).

Os poluentes presentes em sua composição se acumulam na base das áreas de depósito, podendo afetar a cadeia alimentar direta ou indiretamente, percolando no solo e atingindo o lençol freático e rios próximos (ALENCAR *et al.*, 2015). Devido à alta toxicidade de seus componentes, o lixiviado pode causar intoxicações, genotoxicidade e conter agentes carcinogênicos (GAJSKI *et al.*, 2012). A presença de determinados contaminantes varia de acordo com cada aterro, entretanto alguns aparecem com maior frequência na bibliografia como alumínio, ferro, zinco, cálcio, cloro, níquel, sódio, cobre, magnésio, manganês, chumbo, entre outros (KJELDSEN *et al.*, 2002; MOODY; TOWNSEND, 2017).

De acordo com alguns autores (ENGELMANN *et al.*, 2018; KJELDSEN *et al.*, 2002; YUEN *et al.*, 2001), a produção de lixiviado é influenciada por fatores, como: clima; regime pluviométrico; temperatura; escoamento superficial; permeabilidade e compactação do tipo de solo; infiltração; evapotranspiração; umidade; modo de operação da área; profundidade (por exemplo a profundidade da célula de aterramento); idade; características, composição e densidade dos resíduos. Depois de formado dentro do aterro, o lixiviado precisa ser drenado e conduzido e passar por um sistema de tratamento, para posteriormente ser lançado em um corpo d'água (CONAMA, 2005).

1.7. Descomissionamento e encerramento de aterros controlados e lixões

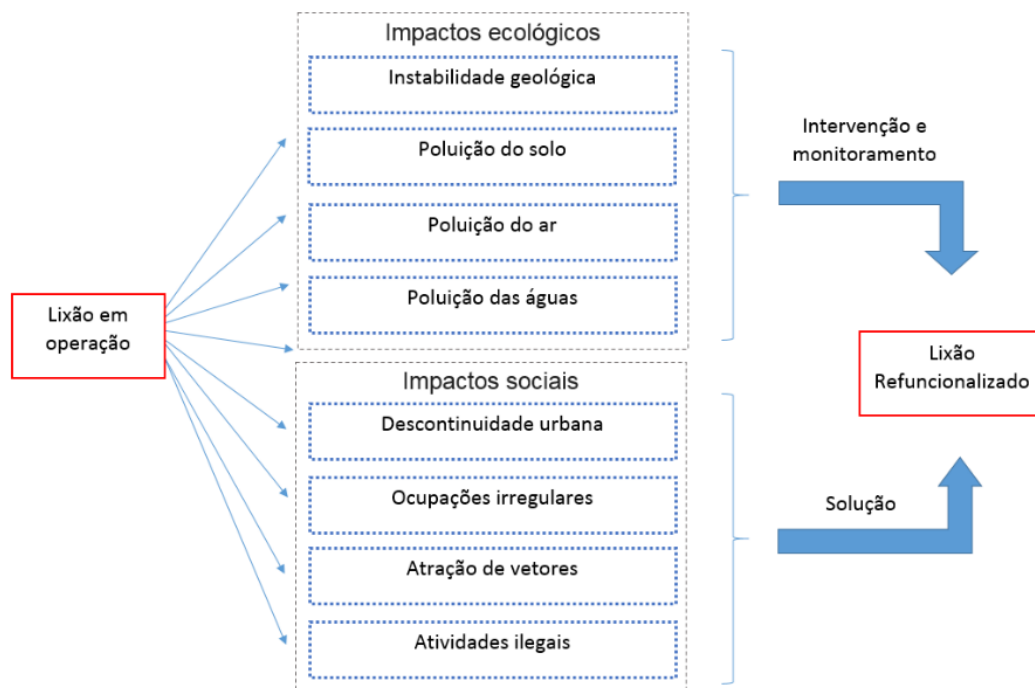
A utilização de lixões e aterros controlados é considerada uma prática a ser evitada e os locais que realizam a disposição final de resíduos devem ser preferencialmente (no futuro serão exclusivamente) os aterros sanitários. A PNRS e diversas outras políticas internacionais determinam o encerramento e descomissionamento desses locais. O encerramento das atividades consiste na interrupção do aporte material de resíduos nesses locais, o que cessa a introdução de novos contaminantes na área, porém não interrompe os processos que envolvem o material já aterrado nem paralisa a dissipação da contaminação.

Já o descomissionamento é mais complexo, prevendo além do encerramento das atividades no local, como também a remediação o passivo ambiental, evitando riscos à saúde humana e ao meio ambiente, e preparação para o uso futuro da área (GOMES,

2006). Esse fator é importante para que após o encerramento, a área contaminada não seja abandonada e os impactos causados não remediados ou contidos.

Com o encerramento de operação desses locais de disposição final de RSU, muitos resultaram em grandes áreas ociosas e sem o devido tratamento. Nagendran *et al.* (2006) afirma que a utilização futura dessas áreas depende implementação de medidas de controle, como avaliação da contaminação de corpos hídricos (superficiais ou subterrâneos) e a dispersão de contaminantes. A complexa situação destes locais, tanto em fase de funcionamento como na fase pós encerramento, está diretamente relacionada com os impactos gerados durante toda sua vida útil e foi sintetizada na Figura 7.

Figura 7 - Impactos ambientais e sociais na refuncionalização de um lixão.



Fonte: OLIVEIRA (2017).

O descomissionamento então, implica não somente a interrupção no recebimento de RSU, envolve avaliação de todos os impactos causados e calcular os impactos futuros. Diante disso, os tratamentos para remediação e o monitoramento são etapas fundamentais no processo de encerramento de lixões e aterros controlados. Estes elementos contribuem para adoção de medidas de intervenção bem direcionadas e permitem as devidas

adequações dos tratamentos aplicados. Além disso, a refuncionalização destas áreas pode auxiliar na resolução de problemas na malha urbana e na distribuição populacional das cidades, amenizando a descontinuidade urbana e possibilitando a ocupação regular das áreas.

No Brasil, aterros sanitários quando instalados, precisam atender também as normas NBR 8.419 (ABNT, 1992), NBR 13.896 (ABNT, 1997) e NBR 15.849 (ABNT, 2010). Essas normas exigem um plano de encerramento e de cuidados posteriores para aterros sanitários, devendo ser executado até seis meses depois do encerramento das atividades e deverá durar pelo período de dez a vinte anos. Contudo, essas normas não se aplicam a aterros controlados e lixões desativados. Diversos países como Reino Unido, França, Alemanha, EUA e Holanda, adotaram critérios diferentes para determinar qual o período de interrupção do monitoramento (LANER *et al.*, 2012). A partir desses critérios, sugeriram alternativas para avaliação do período de interrupção ideal, sendo:

- Pré-determinação do período de funcionamento e de monitoramento das instalações, com base nas informações detalhadas sobre os resíduos, o local e afins;
- Definição de metas em cenários futuros por meio de modelagem antes mesmo do descomissionamento da área, avaliando as características e concentrações presentes no local, levando em consideração também o planejamento para instalação do aterro. Quando as metas são atingidas, o monitoramento poderá ser encerrado;
- Índices pré-definidos de qualidade dos gases, do lixiviado e de resíduos. Análise de amostras retiradas constantemente indica o grau de degradação dos resíduos. Quando as amostras de lixiviado apresentam baixas concentrações de Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio amoniacal total (NAT), e a geração de gases for reduzida, indicam que o maciço de resíduos se encontra em estágio avançado de degradação, porém não são suficientes para um panorama completo do aterro;
- Completa estabilização do maciço. A estabilidade do aterro é entendida quando não ocorrem mais impactos do maciço não impermeabilizado ao meio ambiente e a saúde humana. Contudo, não é a alternativa de avaliação ideal, já que a pluma de contaminação

é heterogênea, bem como a existência de componentes persistentes e à elevadas concentrações de NAT (ROSQVIST *et al.*, 2005; WEBER *et al.*, 2011);

- Monitoramento perpétuo do local, apesar de drástica, visa abranger todos os tipos de impacto que esses locais oferecem ao meio ambiente e à saúde humana (LANER *et al.*, 2012). Entretanto, pode ocasionar desperdícios financeiros.

Inúmeros países, estipulam valores orientadores para qualidade do solo, da água e do ar. No caso brasileiro, a legislação existente possui falhas e pode ser considerada insatisfatória para o enfrentamento eficaz do problema, sendo um dos grandes obstáculos na gestão de áreas contaminadas (ARAÚJO-MOURA; CAFFARO FILHO, 2015). Essas falhas estão relacionadas principalmente ao abandono desses locais, sem aplicação de medidas remediadoras e ainda aumentando a vulnerabilidade das populações próximas a contaminação.

Vale ressaltar que, em muitos desses locais, não existiu/existe formas controle de tudo que foi depositado e/ou aterrado ou ainda a coleta seletiva é ineficaz, em muitos casos ocorre a mistura de resíduos hospitalares, domiciliares, industriais e outros, sem qualquer critério. Por isso, destaca-se que as fontes de dados históricos e referentes a descrição de informações sobre RSU são limitadas (volume, tipologia dos resíduos, tempo de uso etc.) e por isso, de baixa confiabilidade (OLIVEIRA, 2017).

O processo de desativação de áreas de disposição final de RSU no Brasil, previsto na PNRS, deve levar em consideração alguns pontos fundamentais, como: características da área, quais os principais contaminantes, a contaminação do solo e de corpos hídricos próximos, análise custo/benefício de cada técnica remediadora, bem como quais parâmetros precisam ser alcançados (ALMEIDA, 2017; OLIVEIRA, 2017).

No contexto nacional, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) criou uma série de resoluções que padronizam valores orientadores para análises de solo e água (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Muitas dessas resoluções e seus valores orientadores não foram formulados para a questão específica de áreas contaminadas por RSU, porém os valores estipulados auxiliam na confirmação da contaminação, bem como na definição das concentrações limites a serem alcançadas sem colocar a saúde humana

e ambiental em risco. Muitas dessas resoluções foram inclusive criadas em períodos anteriores a PNRS.

A Resolução CONAMA nº 420, 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 (BRASIL, 2009). A resolução ainda estabelece a implementação de procedimentos para intervenção e gerenciamento adequados para áreas contaminadas que tenham sido investigadas e diagnosticadas. O gerenciamento previsto, leva em consideração monitoramento dos parâmetros de qualidade do solo e a água. Na confirmação da presença de altas concentrações de contaminantes, seja em águas superficiais ou subterrâneas, ameaçando a saúde humana e animal, os órgãos competentes devem ser comunicados para que sejam iniciadas ações de proteção ambiental e à população (ALMEIDA, 2017).

Alguns autores salientam que a avaliação de outros riscos se faz necessária para o processo completo de encerramento e refuncionalização desses locais, como estabilidade geológica, emissão de gases tóxicos, possível inflamabilidade e corrosividade dos mesmos, bem como a qualidade do solo e da água local (NWAOGOU *et al.*, 2017; OLIVEIRA, 2017; LANZA, 2009).

Como citado anteriormente, as medidas de contenção e remediadores visam evitar a ocupação irregular, e muitas vezes perigosa desses locais (HABERMANN; GOUVEIA, 2014). Conforme Nascimento e Biondi (2013) outro fator fundamental é o entendimento das especificidades de cada região, visto que a concentração de algumas substâncias químicas pode ser em decorrência de uma ação antrópica ou características naturais locais, como consequência natural do processo de formação do solo. Sem esses cuidados e os previstos em legislação, o processo de reaproveitamento pode gerar incertezas.

Vale ressaltar que a interrupção das atividades e do recebimento de resíduos com recobrimento com cobertura superficial nesses locais, pode criar a falsa ilusão de normalidade, porém isso não interrompe os processos de decomposição nem que o lixiviado percole, a instabilidade do solo, a contaminação dos corpos d'água e do solo, além da presença de vetores (FEAM, 2010).

O futuro uso dessas áreas pode acarretar uma série de benefícios para regiões adjacentes, como a valorização imobiliária, melhoria visual, melhor integração da região com as demais áreas da cidade, e ainda evita ocupações irregulares e por isso a necessidade de acompanhamento constante (LEITE, 2005). Fonseca *et al.* (2015) afirmam que a ocupação desordenada pode acarretar danos não somente ao meio ambiente, mas também a saúde humana.

A refuncionalização destas áreas, ocorrendo de maneira adequada e com o devido acompanhamento, implica em uma maior presença do poder público e ainda pode gerar eventual renda, como por exemplo a criação de parques com visitação controlada (OLIVEIRA, 2017). Sendo assim, a refuncionalização desses locais pode ser entendida como uma medida capaz de reduzir ou até mesmo remediar alguns impactos inerentes ao recebimento de RSU. As medidas de recuperação desses locais podem variar, algumas focam no uso da mineração de recursos em meio aos resíduos, a fim de torná-los inertes e sem riscos à saúde ou ao meio ambiente, outras possuem enfoque na recuperação energética desses resíduos, outras ainda são produto da associação de técnicas que visam a remediação ampla da área, não voltada a contaminantes específicos (PERS, 2013).

O tempo de monitoramento e cuidados pós-fechamento de um aterro, é cada vez mais discutido no processo decisório de construção e operação de um novo aterro (MOTTA; ALMEIDA; MAHLER, 2019). O período obrigatório de monitoramento após o descomissionamento desses locais tem sido cada vez mais estendido pela legislação, nacional e internacional, e estudos indicam que esse período pode atingir 100 anos (ECOLOG, 2010).

Existem diversos casos de sucesso na remediação e refuncionalização de áreas de depósito de resíduos sólidos e com alto nível de degradação. Nos Estados Unidos, um antigo lixão em Nova York, chamado *Fresh Kills Park*, foi transformado em um parque público com diversas atividades gratuitas. O local foi considerado um lixão e com o processo de refuncionalização e remediação foi transformado em parque ecológico, abrigando fauna e flora, dispendo de locais para práticas de hipismo e *mountain bike*, além da utilização do metano para geração de energia para o abastecimento de mais de vinte e duas mil casas (RUPPENTHAL, 2014).

Na Colômbia, o lixão de Morávia em Medellín, deu origem, em meados de 1950, a um bairro populoso. A população foi atraída devido ao alto volume de recicláveis que poderiam ser retirados do local, todavia boa parte dessa população foi deslocada do campo para a cidade de Medellín devido a violência promovida pelo narcotráfico e disputas de poder e se findaram em Moravia (GUERRA, 2016). Em 1993, tornou-se um bairro e em 2006 o Ministério do Interior Colombiano decretou a região como zona de calamidade pública (FERNANDES, 2012). Desde 2014, foi inaugurado no local o Parque de Morávia, que em 2015 contava com um vasto jardim, mais de 30 mil metros quadrados e de grande diversidade de espécies plantadas e cultivadas pela Cooperativa de Jardineiras de Morávia (Cojadircom) (GAMA, 2015). A Figura 8 expõe como o local encontra-se atualmente.

Figura 8 - Jardim de Moravia, Medellín.



Fonte: <http://ttnotes.com/el-cerro-de-moravia.html>

Apesar desses casos de sucesso, alguns aterros ou lixões acabaram não sendo devidamente remediados e se tornaram casos importantes a serem estudados e fortemente evitados. No Brasil, o período posterior ao encerramento de depósitos de resíduos não é marcado por forte cultura de cuidados e monitoramento.

O Lixão de Gramacho ou Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho, em Duque de Caxias, na região metropolitana do Rio de Janeiro, construído para ser um aterro sanitário, durante seus primeiros anos funcionou como lixão (IETS, 2011). Durante seu período de

funcionamento, foi considerado o maior lixão da América Latina (RIBEIRO, 2011). Durante toda sua existência, o lixão atraiu inúmeras pessoas que procuravam melhores condições de vida por meio da catação de materiais recicláveis.

O local fica no bairro Jardim Gramacho, sua população é formada em grande parte por catadores de materiais recicláveis, mas também abriga outros grupos de alta vulnerabilidade social, possuindo enormes zonas sem qualquer tipo de infraestrutura básica e muita miséria (PINTO, 2004). Sem o tratamento adequado e o massivo volume de resíduos, a degradação atingiu um manguezal próximo e ainda a Baía de Guanabara. De acordo com os autores Bastos e Magalhães (2016), o local faz parte do trajeto do “lixo”, sendo comum o trânsito de caminhões de resíduos para aterros regulares e não regulares, possuindo diversos pontos de despejo irregular de resíduos e aterramento de RSU em área de manguezal (MAGALHÃES, 2015). O aterro de enormes proporções e diversas particularidades, como pode ser observado na Figura 9 mesmo desativado ainda impacta negativamente o ambiente.

Figura 9 - Fotografia área do Aterro Controlado Jardim Gramacho, Rio de Janeiro.



Fonte: <http://www.comlurb.rio.rj.gov.br>

Seu encerramento ocorreu em 3 de junho de 2012, porém o descomissionamento ocorreu sem a implementação de um plano de remediação ou sequer possui monitoramento da contaminação, mesmo com diversos estudos relatando a dimensão dos impactos ambientais, sociais e econômicos presentes e ainda sem a definição clara de políticas

públicas sobre reciclagem nem mesmo sobre a inserção dos principais atores desse processo que são os catadores (BASTOS, 2015). Ainda de acordo com a autora, o local pode ser descrito como “território extraordinário do lixo e da injustiça ambiental” (BASTOS *et al.*, 2019 p. 6).

O caso do Lixão de Gramacho repercutiu em diversas áreas, incluindo a produção cinematográfica e artística. Em 2010, foi lançado o documentário “Lixo Extraordinário” que retrata o trabalho do artista plástico Vik Muniz com os catadores de materiais recicláveis, incluindo o presidente da Associação dos Catadores do Aterro Metropolitano do Jardim Gramacho. Os catadores convidados produziram obras de arte que retratassem sua visão de mundo e utilizando materiais retirados do aterro. O documentário ganhou diversos prêmios, incluindo o Prêmio Sundance de melhor documentário internacional e os prêmios do público e da Anistia Internacional no Festival de Berlim, ambos em 2010. Além disso, foi indicado ao Oscar na categoria de melhor documentário em 2011.

1.7.1. Alternativas de tratamentos e remediação sustentável

A recuperação ideal de uma área degradada por RSU inicia-se com ações de remoção dos resíduos ali dispostos e a transferência destes para um aterro sanitário, porém essa alternativa demonstra-se inviável economicamente e ainda pode ocasionar em outros impactos (IBAM, 2001).

Os gases gerados áreas de disposição final de resíduos sólidos, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) podem inclusive serem reaproveitados energeticamente. Uma vez captado, esses gases podem ser utilizados como fontes para produção geração de energia, evitando assim sua liberação no meio ambiente e perdas econômicas (FILHO, 2018).

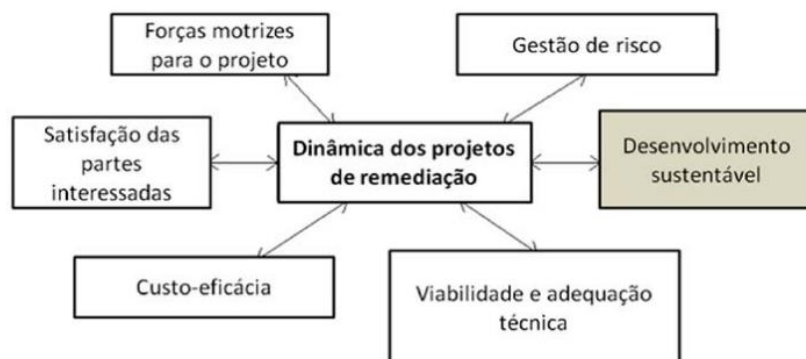
Os sistemas de tratamentos para estes locais, necessitam de monitoramento contínuo, com medições do volume de lixiviado produzido e caracterização de sua composição pré e pós-tratamento (FEAM, 2010). A presença desses sistemas, durante o tempo tanto de operação quanto o período após o encerramento, permite o monitoramento da qualidade dos corpos hídricos (superficiais ou subterrâneos) que estão sob a área de influência do local de disposição final de RSU (LANZA, 2009). Todavia, esse sistema não deve ser considerado como a única solução para o tratamento de lixiviado, devido a sua

variação temporal de composição e as variações sazonais (HAMADA; MATSUNAGA, 2000).

A adoção da sustentabilidade na remediação de áreas contaminadas, apesar de muito discutida no cenário mundial, é pouco executada em países em desenvolvimento (HOU *et al.*, 2016). Diante disso, agências e organizações internacionais como a Conselho Interestadual de Tecnologia e Regulamentação (ITRC) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), juntamente com a comunidade acadêmica vêm buscando disseminar estudos e normativas que visam a sustentabilidade na tomada de decisão e na aplicação de projetos de remediação.

Na busca por práticas remediadoras mais sustentáveis nas metodologias convencionais adotadas, alguns autores indicam que as abordagens e definições de critérios precisam ser ampliadas e incluir fatores, como: foco e planejamento para adequação de medidas mais sustentáveis; envolvimento e escuta de todas as partes interessadas e envolvidas; remoção e/ou controle de riscos à saúde humana, incluindo a segurança dos trabalhadores envolvidos, das comunidades ao redor e do meio ambiente; avaliação da necessidade de extensão do plano de remediação e melhoria dos processos envolvidos; limitação do uso de recursos naturais; cumprimento à legislação; integração de todas as dimensões da sustentabilidade na remediação; otimização dos benefícios da remediação, não somente em escala local, mas global; utilização dos indicadores de sustentabilidade para adequação das estratégias utilizadas e monitoramento (POLLARD *et al.*, 2004; BRAUN, 2018). A Figura 10 ilustra a dinâmica desejável nos planos de remediação sustentável.

Figura 10 - - Dinâmica da remediação sustentável.



Fonte: BRAUN (2018).

Nesse sentido, as abordagens tradicionais para remediação estão centradas na relação custo-benefício e muitas vezes ignoram impactos associados, sejam eles sociais, econômicos ou ambientais (FAVARA; GAMILIN, 2017). Para atingir a sustentabilidade nesses projetos algumas demandas precisam ser incluídas no processo decisório da técnica a ser implementada, como: busca por novas tecnologias; metodologias multidisciplinares; avaliação e caracterização completa da área (geológica, climatológica, social, química e afins) e métodos claros e abrangentes para avaliação da sustentabilidade (SONG *et al.*, 2018; HARCLERODE *et al.*, 2015).

Para implementação de planos de remediação, abordagens *in situ* reduzem a ocorrência de impactos ambientais secundários que o transporte do material contaminado pode gerar e eliminam custos de remoção do material contaminado, enquanto abordagens *ex situ* incluem custos com remoção de material, porém pode ter sua eficácia elevada devido ao maior controle das condições de remediação (NASCIMENTO; XING, 2006).

1.7.2. A sustentabilidade nos projetos de remediação de áreas contaminadas por RSU

A remediação de áreas contaminadas, sejam por RSU ou por outros poluentes, relaciona-se com as metas e objetivos de desenvolvimento sustentável tendo em vista a integração de medidas corretivas para maximização dos benefícios ambientais, práticas ambientalmente apropriadas, redução da poluição, proteção dos serviços ecossistêmicos redução dos impactos negativos sobre os recursos hídricos, melhor utilização de materiais e redução na geração de resíduos (USEPA, 2011). Cabe salientar alguns dos ODS que a remediação tem influência significativa, como:

- **ODS 1 – Erradicação da Pobreza** – promove melhores condições de vida à população das regiões adjacentes e ainda fomenta ações de apoio aos que vivem da atividade de catação;
- **ODS 3 – Saúde e Bem-estar** – a contenção ou eliminação dos contaminantes evitando efeitos nocivos à saúde humana e ambiental;

- **ODS 6 – Água Potável e Saneamento** – a contaminação de corpos d'água nesses locais expõe a população a produtos químicos perigosos, colocando em risco a saúde das populações a curto e longo prazo, o devido tratamento preserva a qualidade da água na região;
- **ODS 8 – Trabalho Decente e Crescimento Econômico** – o descomissionamento e encerramento de lixões e aterros controlados pode auxiliar na melhoria das condições de trabalho dos catadores de materiais recicláveis e desenvolvimento econômico das regiões vizinhas;
- **ODS 9 – Indústria, Inovação e Infraestrutura** – fomenta a busca por tecnologias alternativas e mais sustentáveis para produção de bens, bem como estimula a procura pesquisa por inovação e melhorias de infraestrutura;
- **ODS 10 – Redução das Desigualdades** – redução da segregação e marginalização das populações das regiões adjacentes a essas áreas e pressiona o poder público para ações que visem a redução de desigualdades;
- **ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis** – o encerramento das atividades nesses locais viabiliza ações que tornem as cidades mais sustentáveis, adequando os locais de disposição final de RSU, incremento a reciclagem, tratamento apropriado de resíduos;
- **ODS 12 – Consumo e Produção Responsáveis** – estimula ações que promovam a redução de consumo, resultando na diminuição na geração de resíduos e adaptação dos meios de produção;
- **ODS 13 – Ação Contra a Mudança Global do Clima** – redução na emissão de gases de efeito estufa (GEE) em áreas de lixões e aterros controlados, diminuindo o efeito desses no aquecimento global.

1.8. Fitorremediação

A fitorremediação é uma segmentação emergente da biorremediação, focada no emprego de espécies vegetais e microrganismos associados para atenuação ou remoção

de contaminantes do solo e água atuando na remediação de áreas contaminadas. Além da capacidade de contenção da contaminação, a técnica pode ser incorporada à paisagem urbana. Sua relevância aumentou por apresentar alta eficiência nos processos de mitigação, aplica *in situ*, por demandar menos tempo e recursos para ser implantadas, por ser de fácil execução e ainda pela possibilita agregação de práticas com valor econômico durante o processo de tratamento (GARBISCU; ALKORTA, 2001). Nesse sentido, a interação ambiente, planta e poluente é altamente promissora.

O termo “fitorremediação” foi criado pela Dra. Raskin, em 1989, nos Estados Unidos, em um estudo sobre o acúmulo de metais pesados em plantas (RASKIN *et al.*, 1994). De acordo com Pires *et al.* (2005) a técnica envolve o uso de espécies vegetais e sua microbiota associada, combinadas ou não com atenuantes para o solo (fertilizantes e corretivos) para remediação.

Além disso, agrega diversas áreas do conhecimento como biologia, agronomia, química, engenharia, hidrologia, pedologia, biotecnologia, entre outras. É importante salientar que a finalidade desse processo de remediação visa reduzir a toxicidade causada pela presença de poluentes, presentes em concentrações variadas, bem como reduzir a biodisponibilidade dos mesmos no meio (PROCÓPIO *et al.*, 2009).

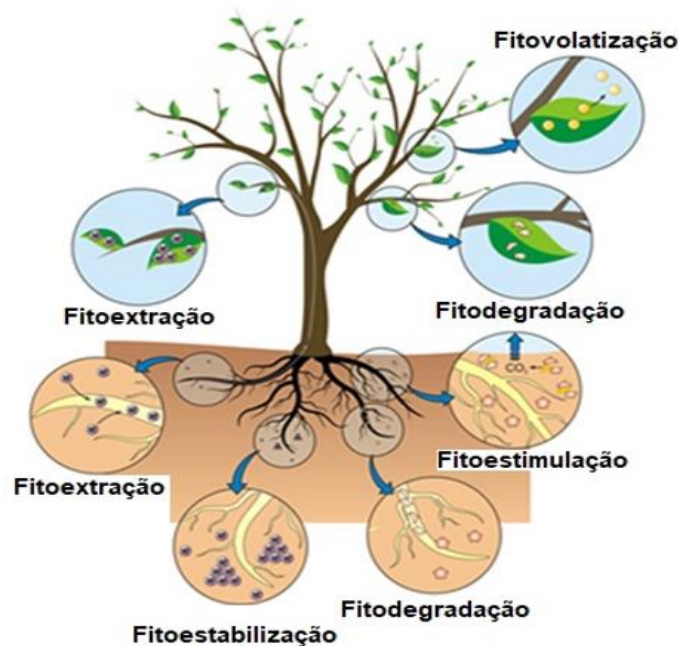
Em síntese, trata-se de uma técnica de remediação em áreas contaminadas relativamente simples, compatível com os preceitos de sustentabilidade, de grande valor ecológico e socioeconômico, aplicável em pequenas e grandes áreas, melhora a fertilidade do solo fomentando a geração de renda devido a produção de subprodutos e melhorando serviços ecossistêmicos (PANDEY *et al.*, 2015a, 2016). O método fitorremediador pode ser entendido como uma técnica cujo objetivo é a descontaminação de água e solo, que emprega como agente de descontaminação espécies vegetais e sua microbiota, podendo estar associada com práticas agrônômicas, para imobilizar, transformar ou ainda remover contaminantes (PIRES *et al.*, 2003).

As espécies vegetais que são foco dessa técnica possuem especificidades bem determinadas, como boa capacidade de absorção, taxas de crescimento elevadas, sistema radicular profundo e denso, microbiota associada, fácil manejo e ainda alta resistência a contaminantes (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Diversas espécies possuem uma capacidade natural de hiperacumular metais pesados e aparecem com frequência em trabalhos científicos que abordam a fitorremediação (MCGRATH; ZHAO, 2003; FENT, 2003; FAYIGA *et al.*, 2004). Contudo, as causas desse mecanismo ainda não foram totalmente esclarecidas. Uma das possibilidades mais discutidas e aceitas pela comunidade acadêmica é de que esse fenômeno pode ser um mecanismo de defesa decorrente de processos específicos para cada espécie à presença desses contaminantes.

Pode ser dividida em cinco categorias e a escolha de qual estratégia a ser utilizada deve levar em consideração a natureza química, das propriedades do poluente e das características da planta. Assim sendo, as espécies vegetais fitorremediadoras possuem respostas metabólicas diferenciadas, realizando a neutralização dos contaminantes por meio de diferentes estratégias, esquematizadas na Figura 11, sendo: fitoextração, fitodegradação, fitoestabilização, fitovolatilização e rizofiltração (SANTOS; NOVAK, 2013).

Figura 11 - Esquematização das estratégias de fitorremediação.



Fonte: Favas *et al.* (2014)/ Medeiros (2015)

Cada estratégia citada anteriormente possui mecanismos específicos e atua em determinados grupos de contaminantes. A descrição de cada estratégia pode ser esquematizada da seguinte forma:

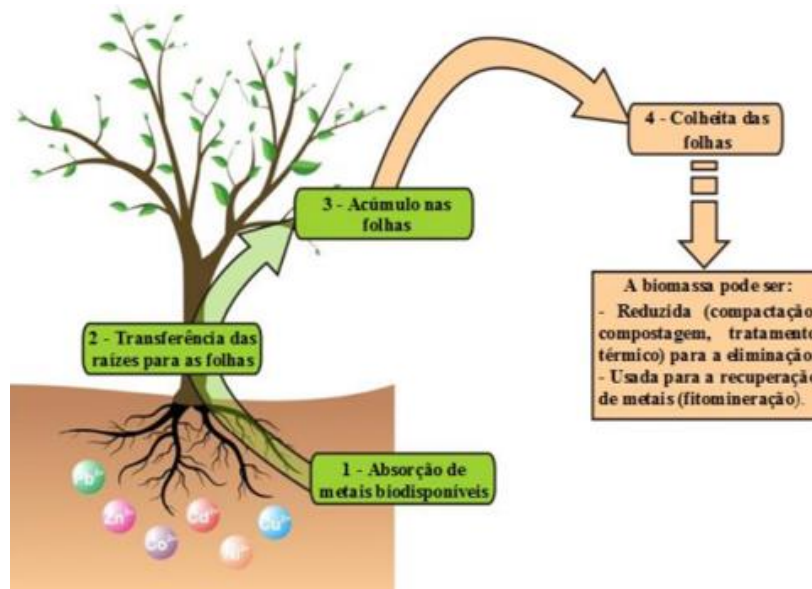
- I. **Fitoextração ou fitoacumulação:** absorção e armazenamento de contaminantes nas folhas, caule e raízes, sem que ocorra degradação deles. As espécies vegetais utilizadas técnica possuem alta capacidade acumuladora, sendo chamadas de hiperacumuladoras. Os contaminantes são absorvidos pelas raízes, translocados e acumulados em outros tecidos da planta. Aplicada *in situ*, muito utilizada na remediação de áreas contaminadas por metais pesados, mas também pode ser aplicada para outros poluentes e compostos orgânicos (SCHWITZGUÉBEL *et al.*, 2002; FAVAS *et al.*, 2014). A concentração de poluentes pode ser elevada devido a capacidade de acumulação das plantas (USEPA, 2000). Após o processo, o material necessita de destinação correta para evitar retorno de contaminantes ao meio e possível exposição de pessoas a esses poluentes (BAÑUELOS *et al.*, 1998). Pode ser otimizada com a adição de agentes químicos (fertilizantes, quelantes e afins).
- II. **Fitodegradação ou rizodegradação:** Promove a degradação (metabolização), mineralização, assimilação ou lignificação por meio do metabolismo interno da espécie ou pela ação de enzimas específicas produzidas pela planta no solo. Aplicada em compostos nitroaromáticos, solventes clorados, pesticidas e anilinas (SCHRÖEDER *et al.*, 2007; FAVAS *et al.*, 2014). Também usada *in situ*, sem necessidade de controle ambiental para implementação, apresenta melhorias nas condições do solo, aeração e umidade. A técnica não é limitada a presença de microrganismos, já que o metabolismo da espécie vegetal é capaz de realizar a degradação de contaminantes.
- III. **Fitoestabilização:** Estabiliza ou limita a mobilidade de contaminantes, evitando a migração destes para o solo e corpos hídricos, reduzindo a possibilidade de processos erosivos e de lixiviação. Os contaminantes são incorporados à lignina da parede celular do sistema radicular ou no húmus do solo. Ocorre por meio do metabolismo secundário da planta e atividade biológica presente na rizosfera, devido a presença de microrganismos. Os exsudatos produzidos pela rizosfera e atuam nos poluentes presentes precipitando-os de modo a imobilizá-los (CUNNINGHAM; BERTI, 2000). Técnica indicada para tratamento de poluentes orgânicos e inorgânicos (CUNNINGHAM, BERTI e HUANG, 1995). Deve ser aplicada em locais com baixa ou moderada concentração de contaminantes (TERRY; BAÑUELOS, 2000).

- IV. Fitovolatilização:** Absorção e transformação de contaminantes em compostos voláteis através da rizosfera e do metabolismo da planta. Podendo ocorrer por meio da biodegradação na rizosfera ou ação metabólica direta resultando na volatilização dos contaminantes e posterior liberação na atmosfera pelas folhas. Em baixas concentrações, os poluentes volatilizados e liberados na atmosfera podem ser transformados em formas de menor toxicidade devido a mistura com outros compostos. Recomendada para remediação metaloides, determinados compostos orgânicos e para alguns poucos compostos de natureza inorgânica (MEJÍA *et al.*, 2014). Alguns autores ressaltam que altas concentrações de determinados contaminantes, não sofrem alterações químicas e quando volatizados, tendem a se acumular em outros locais ou na vegetação próxima gerando risco de aumento no passivo ambiental e na periculosidade da área contaminada (WANG, 2004; PRASAD, 2004).
- V. Rizofiltração:** O sistema radicular ou outros órgãos submersos da planta promovem a retenção, adsorção ou precipitação de contaminantes em solução na região das raízes. Utilizada em condições de baixa concentração de contaminantes, em sistema de hidroponia (ALI *et al.*, 2013). Características como sistema radicular bem desenvolvido e complexo, aumenta a eficiência da técnica. A remediação de águas contaminadas pode ocorrer em tempo reduzido devido ao maior controle das condições necessárias ao seu desenvolvimento, diminuindo intercorrências do meio (PADMAVATHIAMMA; LI, 2007). O sistema necessita de monitoramento constante, devido a influência direta que exerce no desenvolvimento da planta, o pH é controlado, a remoção de particulados grosseiros é necessária e afins. Além disso, as espécies utilizadas não são diretamente plantadas no solo, elas se desenvolvem em viveiros e são posteriormente transferidas para a área a ser remediada. O manejo pós tratamento também essencial (HENRY, 2000; FUENTES, 2001).

Entre essas técnicas de fitorremediação, a fitoextração é a mais discutida e estudada, sobretudo por obter boa eficiência nos tratamentos e possibilitar práticas que possuem valor econômico (NASCIMENTO; XING, 2006; GLASS, 2000; PRASAD, 2004). Todavia, a técnica somente é avaliada como eficaz se a colheita for realizada, retirando

assim todo o contaminante acumulado pela biomassa da planta (FAVAS *et al.*, 2014). A Figura 12 esquematiza o processo posterior a aplicação da fitoextração.

Figura 12- Esquema de fitoextração de metais em solo contaminado.



Fonte: Favas *et al.* (2014)/Medeiros (2015).

De acordo com Blaylock e Huang (2000), é fundamental que a colheita seja realizada antes da desfolhação, morte e/ou decomposição da espécie vegetal para garantir o retorno da contaminação ao solo. Depois da colheita, pode ocorrer a extração e recuperação de metais com valor comercial acumulados na biomassa (fitomineração) ou ainda o material pode ser utilizado para produção energética (MEDEIROS, 2015). Depois de tratado, esse material também pode ser utilizado como matéria prima.

A escolha do agente fitorremediador deve levar em consideração que cada tipo de solo apresenta a capacidade de armazenar compostos químicos essenciais para o desenvolvimento de plantas, porém essa capacidade do solo também pode influenciar no desenvolvimento e na capacidade de remediadora das espécies vegetais (MEJÍA *et al.*, 2014).

O entendimento amplo sobre a nutrição e absorção de nutrientes dos sistemas vegetais auxilia na seleção das espécies com maior potencial fitorremediador. Isso porque, concentrações elevadas de determinados elementos, mesmo aqueles essenciais, podem

causar sintomas de toxicidade (fitotoxidez) e inibição do crescimento vegetal (PILON-SMITS, 2005). Por exemplo, elevadas concentrações de metais pesados forçaram determinadas espécies a criar alternativas (a níveis celular e molecular) para reduzir ou impedir a interiorização dos mesmos (MA *et al.*, 2001). No processo de seleção das espécies com potencial fitorremediador dificilmente todas as características desejáveis serão reunidas, no entanto, a seleção deve ser direcionada à espécie vegetal que possua grande parte delas (PANDEY; BAJAPI, 2019).

A estratégia pode ser aplicada para remediação de solos contaminados com compostos orgânicos e/ou inorgânicos, agrotóxicos, derivados de petróleo, explosivos, subprodutos tóxicos oriundos do setor industrial, solventes clorados e afins. (CUNNINGHAM *et al.*, 1996). O Quadro 1 abaixo apresenta as espécies vegetais que aparecem com maior frequência na literatura científica, bem como os principais poluentes envolvidos.

Quadro 1 - Espécies vegetais, autores e poluentes alvo.

Espécies vegetais	Autores	Poluentes
<i>Eleusine coracana</i>	PROCÓPIO <i>et al.</i> , 2009	Herbicida Picloram
<i>Kochia scoparia</i>	PIRES <i>et al.</i> , 2003	Herbicida Atrazine
<i>Helianthus annuus</i> , <i>Canavalia ensiformis</i> , <i>Dolichos lab lab</i> e <i>Arachis hypogaea</i>	BELO <i>et al.</i> , 2011	Herbicida Sulfrazone
<i>Echinochloa polystachya</i>	BLAZÃO, 2012	Petróleo
<i>Brachiaria brizantha</i>	MERKL <i>et al.</i> , 2004	Petróleo
<i>Salvinia auriculata</i>	WOLFF <i>et al.</i> , 2009	Zinco
<i>Brachiaria decumbens</i>	ARAÚJO <i>et al.</i> , 2011	Arsênio
<i>Pinus elliottii</i>	SILVA, 2016	Cobre e Zinco
<i>Salix spp</i>	MAXTED <i>et al.</i> , 2007	Cádmio e Zinco
<i>Populus sp</i>	ZALESNY <i>et al.</i> , 2008	Sódio e Cloreto
<i>Leucaena leucocephala</i>	SCHNEIDER <i>et al.</i> , 2012	Arsênio
<i>Salix and Populus</i>	ZÁRUBOVÁ <i>et al.</i> , 2015	Cádmio, Chumbo, Zinco
<i>Pinus sylvestris</i> e <i>Picea abies</i>	PLACEK <i>et al.</i> , 2016	Cádmio, Chumbo, Zinco
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	MEEINKUIRT <i>et al.</i> , 2016	Cádmio
<i>Faramea marginata</i>	BRITEZ <i>et al.</i> , 2002	Alumínio e Silício
<i>Brassica Juncea</i>	DOS SANTOS; RODELLA, 2007	Boro, Zinco, Cobre, Manganês e Chumbo
<i>Brassica chinensis L</i>	CERNE <i>et al.</i> , 2018	Radionuclídeos

Fonte: Autoria própria

O emprego dessa metodologia requer um período maior de implementação e acompanhamento para que sua eficácia seja garantida, por isso para situações que necessitem de resultados a curto prazo é necessário agregar outros métodos (DOS SANTOS *et al.*, 2020). A eficiência da prática é mensurada pela redução do volume de contaminante presentes a níveis inferiores aos valores de referência e o tempo necessário para o processo (HERNÁNDEZ-VAENCIA; MAGER, 2003). Ainda que possua vantagens diversas, a existência de determinados aspectos tende a limitar sua aplicação. Conforme Glass (2000) e Van Aken (2010), esses aspectos são:

- Altas concentrações de contaminantes reduz as espécies que podem ser utilizadas;
- O processo de descontaminação é lento e em alguns casos incompletos, explicitando a necessidade de associação de outras técnicas remediadoras;
- Tipo de solo e condições edafoclimáticas;
- Ciclo de vida e taxa de evapotranspiração das espécies selecionadas (necessidade hídrica da planta, influenciando em seu desenvolvimento e consequente contenção de contaminantes);
- A biomassa resultante do processo deve receber tratamento adequado evitando com que os tóxicos metabolizados sejam liberados para o solo ou entre na cadeia alimentar;
- A seleção de espécies transgênicas oferece risco de transferência de genes para espécies próximas, sejam elas selvagens ou cultivadas, sendo um fator de risco à biodiversidade;
- A ação de descontaminação pode ficar limitada à profundidade da zona das raízes.

1.8.1. Fitorremediação para tratamento de lixiviado de aterros e lixões fechados

De acordo com Oliveira *et al.* (2009), a fitorremediação em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos pode ocorrer de maneira facilitada, isto porque o lixiviado presente em aterros possui características interessantes para o desenvolvimento e crescimento de plantas. As espécies vegetais selecionadas precisam ser altamente resistentes (portanto,

baixa sensibilidade) e especializadas, pois o volume de contaminantes presentes nesses locais é muito elevado e diverso. Ainda de acordo com os autores, a utilização de plantas consideradas exóticas e/ou invasoras deve ser manejada criteriosamente, pois pode apresentar riscos aos biomas próximos.

O uso dessa biotecnologia promove diversos benefícios diretos nas áreas dos aterros, dentre eles estão a melhora estética, atenuação dos odores emitidos, possibilita refuncionalização do local, promoção da sustentabilidade, produção de biomassa para fins econômicos (como madeira), mineração urbana, sequestro de carbono, viabilidade de produção energética, melhora na qualidade do solo e dos corpos d'água próximos e fomento da conservação da biodiversidade (LUIZ; HIRATA, 2018; PANDEY; BAJPAI, 2019; PANDEY *et al.*, 2016; RUFO; PICANÇO, 2005).

- A melhoria estética do local influencia também nas regiões vizinhas, promovendo a valorização econômica da área. O atrativo aumenta quando as espécies usadas para o tratamento possuem importância comercial, seja em produtos derivados de madeira ou em outros produtos (OLIVEIRA, 2017). Com a fitorremediação, espera-se melhorias na:
 - Qualidade do solo: redução de contaminantes disponíveis no solo, entrada de oxigênio e maior revolvimento deste, raízes profundas possibilitam a entrada de nutrientes e a proliferação de microrganismos, além da melhora na permeabilidade;
 - Qualidade da água subterrânea ou não: a contenção e degradação dos contaminantes por espécies vegetais evita que fiquem disponíveis e percolem no solo ou carreamento desses até os corpos d'água próximos a região, evitando que pessoas tenham contato com água contaminada e preservando rios e córregos;
 - Qualidade do ar: reduzindo a poluição causada pelos gases e amenizando odores;
 - Preservação da Biodiversidade: a seleção de espécies nativas para o processo de fitorremediação evita a introdução de espécies exóticas e invasoras e ainda fomenta práticas sustentáveis e de preservação à biodiversidade;

Vale ainda ressaltar a possibilidade de agregar outras técnicas de remediação, como a utilização de fontes híbridas para recuperação energética de RSU. A recuperação energética pode ocorrer através do: aproveitamento energético do gás de lixo (GDL) ou biogás, incineração de resíduos (WTE) reduzindo o volume do maciço, cogeração energética com sistemas de energia solar e afins. O biogás, depois de devidamente tratado, também pode ser utilizado como combustível de veículos conhecido como gás natural veicular (GNV).

Depois de remediadas e seguras, essas áreas podem ser transformadas em locais de uso diverso e recreacional (públicos ou não) para população como parques, praças, campos de futebol, áreas verdes e afins. No caso da construção de parques existe ainda a possibilidade de cobrança para utilização da área, gerando receita.

O sequestro de carbono é uma forma importante de controle na emissão de gases de efeito estufa (GEE) e na amenização dos evidentes efeitos no aquecimento global e, portanto, nas mudanças climáticas. A geração dos créditos de carbono ocorre por meio de certificações de redução de emissões e equivalem a unidades de medidas que correspondentes a toneladas de carbono não emitidas na atmosfera (NISHI *et al.*, 2005).

Uma das formas de amenizar essas emissões muito viável é a incorporação desses a biomassa vegetal por meio da recuperação de áreas degradadas que utilizam de práticas de reflorestamento (ADUAN *et al.*, 2003). Durante o período de crescimento vegetal, o carbono é absorvido na fotossíntese e armazenado, caracterizando o sequestro de carbono (CASTRO; KAUFFMAN, 1998). Após esse período, as plantas mantêm estocado o carbono sequestrado em seus tecidos de longa duração e no solo (ROCHA, 2003).

A prática regenerativa de vegetação aumenta significativamente a quantidade de biomassa presente no local, em consequência disso o estoque de carbono fixado segue a mesma tendência de aumento (FERNANDES *et al.*, 2007). A regeneração e a formação vegetal em estágio de regeneração apresentam, portanto, alta relevância como sumidouro de carbono e no comércio do mesmo (CORREIA *et al.*, 2008).

Além disso, o Brasil possui características importantes e apresenta forte potencial na prática de sequestro de carbono, por estar situado na região tropical e possuir vasta biodiversidade e florestas de crescimento rápido (RENNER, 2004).

1.8.2. A influência da fitorremediação nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e nos Indicadores de Sustentabilidade

A remediação é mais do que necessária em locais que estejam em processo de encerramento de atividades ou mesmo em aqueles em locais que já foram descomissionados que serviram para disposição de RSU e atualmente se encontram abandonadas aguardando medidas mitigadoras para refuncionalização. Aplicação da técnica da fitorremediação, mesmo que agregada a outras técnicas, pode atuar não somente na remediação dos impactos, mas também em alguns dos ODS que outras práticas remediadoras não abarcam, exercendo influência também nos indicadores de sustentabilidade relacionados, como:

- **ODS 2 – Fome Zero e Agricultura Sustentável:** por promover a descontaminação de solos e torná-los agricultáveis novamente;
- **ODS 3 – Saúde e Bem-estar:** por evitar a disseminação de doenças relacionadas ao acúmulo de resíduos em locais inapropriados e promover o bem-estar das populações próximas a essas áreas;
- **ODS 6 – Água Potável e Saneamento:** por preservar a qualidade da água superficial e subterrânea que se encontram aos arredores de áreas contaminadas e ainda por atrair o olhar público para adoção de medidas básicas de saneamento;
- **ODS 9 – Indústria, Inovação e Infraestrutura:** por atrair esforços tecnológicos das mais diversas esferas, promover a conscientização do meio produtivo e fomentar melhores infraestruturas;
- **ODS 12 – Consumo e Produção Responsáveis:** por adotar a sustentabilidade como ferramenta fundamental de sensibilização e conscientização da população e do meio produtivo;
- **ODS 13 – Ação Contra a Mudança Global do Clima:** por auxiliar na contenção e evitar ações que potencializam as mudanças climáticas.

Visto isso, com base no tripé da sustentabilidade, ambiental, social e econômica, o Quadro 2 apresenta alguns indicadores representativos envolvidos com os ODS citados anteriormente.

Quadro 2 - Indicadores ambientais, sociais e econômicos relacionados à fitorremediação.

Indicadores	Abordagem
Ambientais	Qualidade do solo, da água, do ar Proteção a biodiversidade Emissões de GEE e outros gases Índices de reciclagem Geração de resíduos Uso de recursos naturais Total de áreas contaminadas por RSU Índice de tratamento de lixiviado Monitoramento Ambiental Poluição visual Pressão sobre biomas ameaçados
Sociais	IDH Saúde e saneamento Fortalecimento de instituições e organizações comunitárias Porcentagem da população atendida pelo serviço de coleta seletiva Índice de satisfação da comunidade Qualidade de vida Educação Ambiental Qualificação profissional de catadores Porcentagem da população atendida pelo serviço de coleta de resíduos
Econômicos	Geração de receita Investimento na gestão de RSU Investimentos em remediação Investimento em atualização tecnológica Valorização imobiliária dos arredores Geração de energia Produção energética Créditos de Carbono

Fonte: Adaptado de DoD (2010); Braun (2018)

1.9. Referencial Metodológico

A estrutura metodológica desenvolvida nesta dissertação está dividida em duas etapas. Na primeira etapa, foi elaborado um levantamento teórico/científico e bibliográfico por meio de livros, artigos nacionais e internacionais publicados em revistas e jornais científicos (indexados no Google Acadêmico, Scielo, Periódicos da CAPES), bem como dissertações

de mestrado e teses de doutorado, que evidenciaram as discussões e resultados mais relevantes para a temática da pesquisa. A revisão de bibliografia buscou explicitar os estudos com maior relevância na fitorremediação em emissões de lixiviado de aterros e lixões descomissionados.

A segunda etapa é apresentada a proposta do modelo de fitorremediação para o Antigo Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC), em Brasília – DF, se baseia em uma pesquisa exploratória. Para tal, foram adotadas várias etapas, como o diagnóstico geoambiental, para descrição do local e suas especificidades, modelagem conceitual da contaminação, frisando nos impactos ambientais e socioeconômicos já relatados e comprovados, além da discussão acerca de projetos e propostas remediadoras já discutidas e aquelas que já estão em fase de implementação no ACJC.

A área de estudo escolhida é o Antigo Aterro Controlado do Jockey Club, considerado um caso de alta relevância e emblemático. Considerado o maior lixão da América Latina (depois do encerramento das atividades do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho), localizado na capital federal Brasília, situado a cerca de 19km de um dos principais pontos turísticos da capital, a Esplanada dos Ministérios. Teve o encerramento de suas atividades em determinação da PNRS em janeiro de 2018, depois de quase 60 anos de funcionamento. Atualmente funciona como Unidade de Recebimento de Entulho, recebendo apenas resíduos provenientes da construção civil e do podas. Todavia, as proporções dos impactos, não somente ambientais, se mostram cada vez mais desafiadores.

A busca por mecanismos e ações mitigadoras foi intensificada, bem como medidas que visam a utilização da área para produção energética e gerando benefícios para toda a população do DF e regiões administrativas. Por se tratar de um aterro de proporções impressionantes, tanto no montante de resíduos aterrados quanto pela dimensão dos impactos gerados por tantos anos de funcionamento. Até mesmo o encerramento de suas atividades ocasionou em novos impactos, sejam eles sociais como a perda de renda dos catadores quanto ambientais já que não se sabe a natureza de todos os materiais aterrados. A proximidade com o Parque Nacional e por situar-se entre duas importantes bacias do DF sua relevância ficou ainda mais evidente.

1.10. Caracterização da área de estudo

1.10.1. Área de Estudo

O objeto de estudo desta dissertação é o antigo Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC), conhecido também como Lixão da Estrutural, situado em Brasília, Distrito Federal. Em cumprimento a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010), o aterro foi fechado em janeiro de 2018. Todavia, as dimensões dos impactos causados, que englobam as questões ambientais e inúmeras outras, revelam-se cada vez mais desafiadores. As perspectivas de utilização da área do antigo aterro são diversas, principalmente quanto a localização, a riqueza de possibilidades, abrindo uma gama de alternativas. Dentro delas está a possibilidade de proteger o bioma Cerrado, promover a descontaminação do solo e dos corpos hídricos próximos, avaliação do potencial de produção energética, melhorias estéticas e afins, gerando benefícios para toda a população do DF e regiões administrativas.

Atualmente, dentro da área do antigo aterro, funciona a Unidade de Recebimento de Entulhos (URE). Considerado o maior lixão a céu aberto da América Latina e o segundo do mundo (BBC, 2016), o Aterro Controlado do Jockey foi escolhido como área de estudo por possuir características que extrapolam e muito a maior parte da realidade dos aterros brasileiros e do mundo.

O processo de encerramento das atividades do local foi duradouro e envolveu diversos atores como o Serviço de Limpeza Urbana - SLU, a Agência Reguladora de Águas e Saneamento do DF - ADASA, o Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - IBRAM, entidades representativas dos catadores, a Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SEMA, entre outros (CAMPOS, 2018). Para melhor compreensão da problemática referente ao local, se faz necessário entender a estrutura do ciclo dos resíduos e salientar determinados aspectos no DF e do local de estudo.

Em atividade desde o início da década de 60, recebeu por mais de 50 anos os resíduos sólidos urbanos gerados na Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (RIDE). A RIDE é composta por municípios do Distrito Federal e municípios de Goiás e Minas Gerais, totalizando 34 cidades e uma população de mais de

4,4 milhões de pessoas (IBGE, 2018). O DF está no topo da geração de resíduos sólidos urbanos per capita no Brasil (ZANETI; SILVA, 2017). No auge de suas atividades operacionais, o ACJC acumulou cerca de 40 milhões de toneladas de resíduos aterrados (CAMPOS, 2018; SLU, 2018; TEIXEIRA, 2018).

Isso ocorre devido ao alto poder aquisitivo da população do DF, que possui o maior PIB *per capita* do Brasil e ao altíssimo nível de consumo, o que reflete diretamente na quantidade e na qualidade dos resíduos produzidos (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993). Além desses elementos, salienta-se que a coleta seletiva no DF e nas regiões administrativas, é deficitária e sensibilização da população para a problemática dos resíduos é baixa. Dados referentes a reciclagem no DF mostraram que no período entre 2003 e 2013, apenas 1% de todo o resíduo produzido foi reciclado, com ênfase em papel e plástico (ZANETI; SILVA, 2017), o vidro apesar de reciclável ainda é encaminhando para aterramento. O Distrito Federal, apesar dos atrasos no rumo a sustentabilidade, mostra interesse em efetivar as mudanças necessárias.

- *Unidade de Recebimento de Entulhos – URE/ ACJC*

Contudo, desde 2018 na área do antigo aterro, funciona a Unidade de Recebimento de Entulhos (URE) gerenciada pela empresa Valor Ambiental. A unidade recebe resíduos provenientes da construção civil e podas. O monitoramento de todo material encaminhado para o local é realizado pelo sistema de gestão dos Resíduos da Construção Civil (RCC), que obriga o cadastro e emissão do Controle de Transporte de Resíduos (CTR) para empresas transportadoras privadas contratadas pelos próprios geradores dos resíduos (SLU, 2018). Conforme o mesmo relatório, a URE recebe ainda material recolhido nos papa-entulhos instalados pelo DF, os entulhos recolhidos das vias públicas pelo SLU.

Dados do SLU referentes ao primeiro semestre de 2020, cerca de 4,5 mil toneladas de resíduos da construção civil foram destinadas a URE diariamente. Em janeiro de 2020, a Instrução Normativa nº 1 do SLU, regulamentou a doação de agregados de resíduos da construção civil (SLU, 2020). Os RCC são triados e encaminhados à Unidade de Britagem, que reduz o material em cinco granulometrias diferentes: brita 1, brita 2, pedrisco, rachão e areia. Somente de janeiro a março de 2020, aproximadamente duas mil toneladas de RCC foram utilizadas em obras no Distrito Federal (SLU, 2020).

No entanto, a interação com os resíduos novos recebidos pela unidade com os resíduos antigos já dispostos ainda não pode ser mensurada, pois ainda é muito recente. Sabe-se que os resíduos novos não são totalmente inertes e os antigos ainda sofrem constantes processos de degradação. As consequências dessa interação podem ocasionar em novos impactos nas regiões adjacentes, tanto na área do Parque Nacional de Brasília quanto nos corpos hídricos próximos, além de expor a população que vive no entorno do aterro a riscos ainda não estudados e mensurados.

1.10.2. Caracterização da área

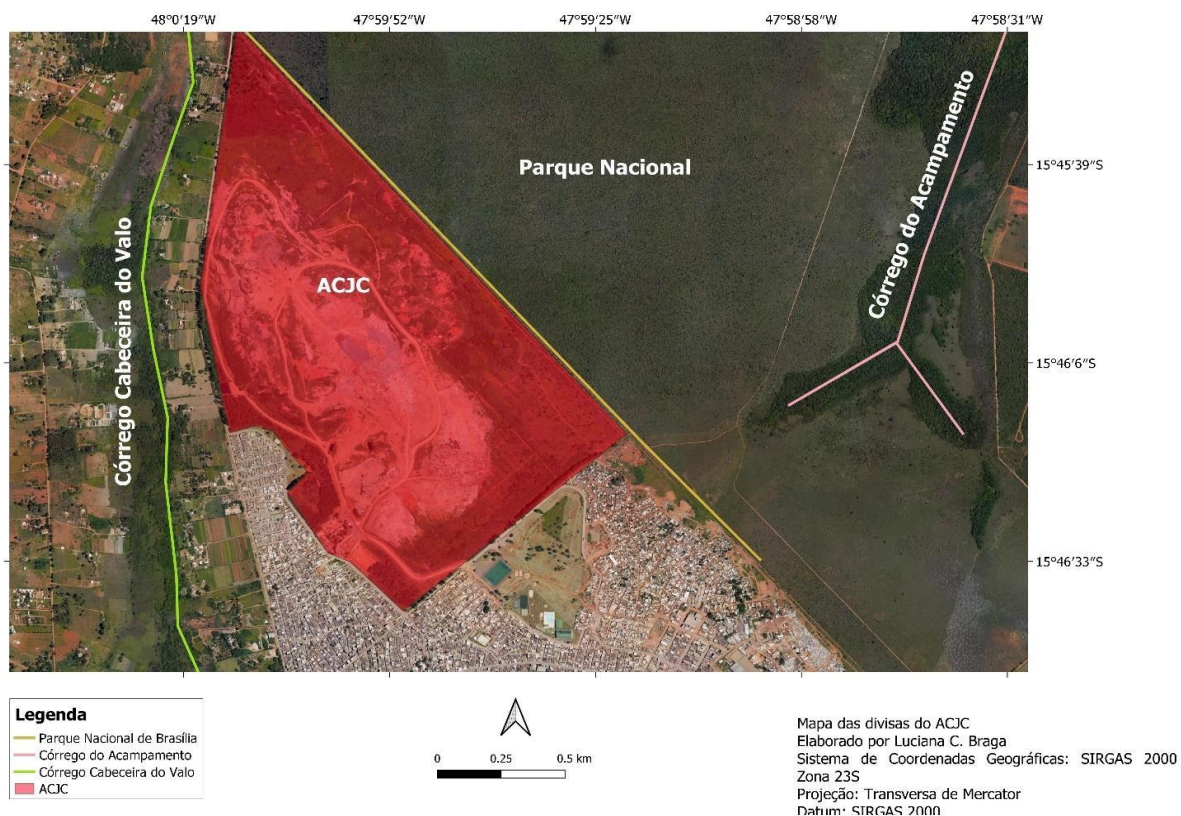
Localizado na região centro-oeste do DF, em um alto topográfico, entre o Plano Piloto e Taguatinga, o ACJC situa-se a dezenove quilômetros da Esplanada dos Ministérios, um dos principais pontos turísticos de Brasília e centro de decisões políticas. O ACJC possui uma área de duzentos hectares, as células de disposição de resíduos formaram taludes e paredões, que podem chegar até a sessenta metros de altura. O local de formato trapezoidal, com vértice no topo triangular, faz divisa com o Parque Nacional situa-se em toda margem leste (CAVALCANTI *et al.*, 2014). Classificado como aterro controlado, porém operou como vazadouro a céu aberto durante boa parte de sua vida útil (CAVALCANTI, 2013). Na Figura 13 a área de estudo pode ser observada.

Figura 13 - - Localização da área de Estudo.



Conforme exposto por Campos *et al.* (2007), a área do ACJC é caracterizada como um divisor hidrográfico, a oeste da bacia do córrego Cabeceira do Valo e a sudeste o córrego do Acampamento, observados na Figura 14. Entre a região do córrego Cabeceira do Valo e o aterro está localizada uma área ocupada por chácaras, onde os moradores utilizam a água para irrigação e produção de hortifrutigranjeiros, para comercialização e consumo próprio, além da dessedentação de animais e piscicultura (CAVALCANTI, 2013).

Figura 14 - Localização do ACJC, Córrego do Acampamento e Córrego Cabeceira do Valo.



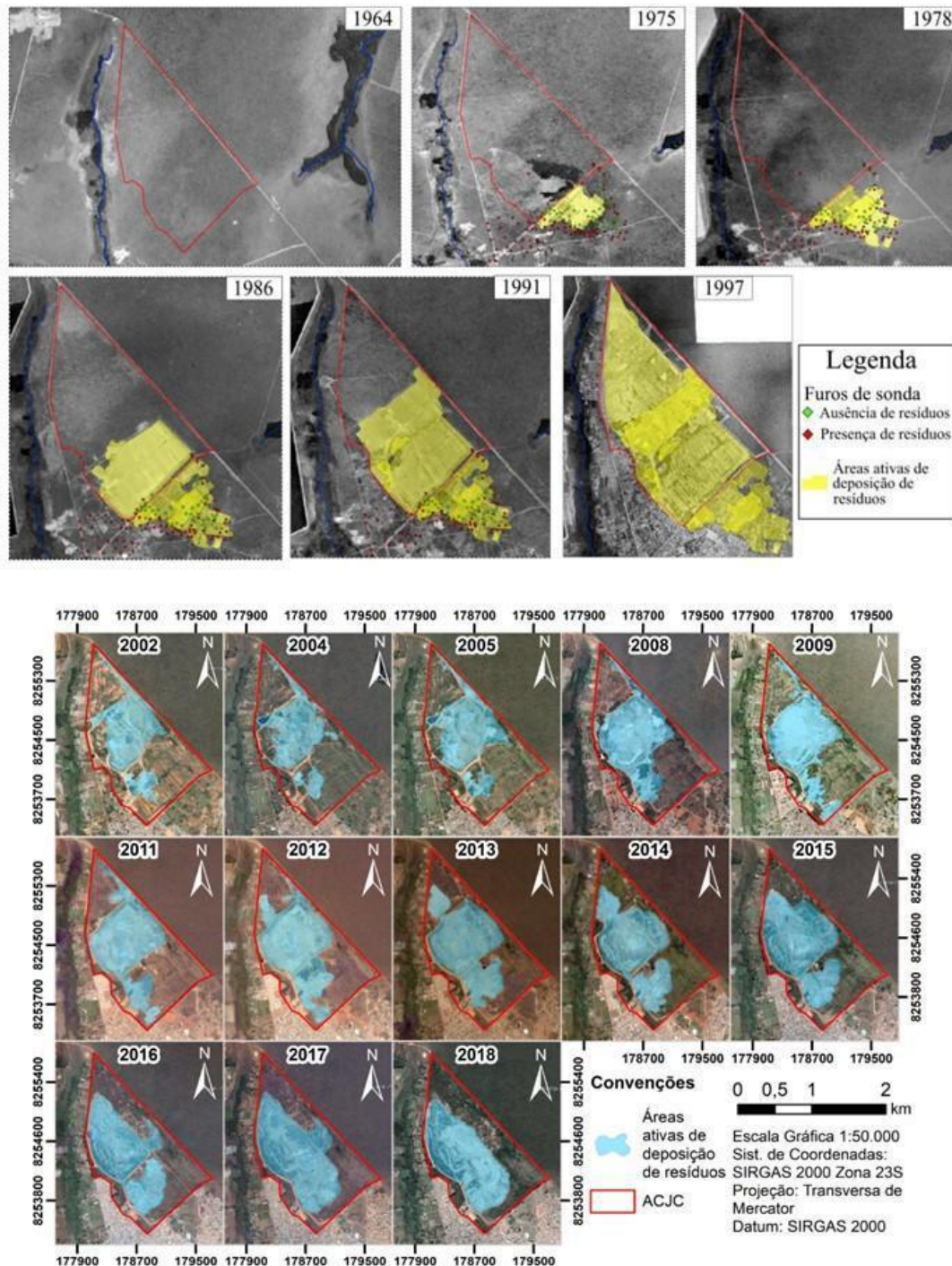
O Córrego do Acampamento aflora dentro da área do PNB. Posteriormente, este córrego encontra-se com o Ribeirão Bananal que deságua na região ao norte do Lago Paranoá. Salienta-se que o Lago é o exutório da unidade hidrográfica da bacia do Riacho Fundo. Os corpos d'água mencionados fazem parte da bacia do Paranoá, pertencentes as unidades hidrográficas do Córrego Bananal e Riacho Fundo e de grande relevância no abastecimento de água à população do DF. Principalmente, durante o período de crise hídrica iniciado em 2016 e com a criação do subsistema de captação de água do Ribeirão

do Bananal e do Lago Paranoá para atendimento de regiões antes abastecidas pelo reservatório do Descoberto (GDF, 2017).

1.10.3. Histórico

O aterro iniciou suas atividades de disposição final de resíduos sólidos no final da década de 60, pouco tempo após a inauguração de Brasília. As primeiras evidências de deposição de RSU foram localizadas da região sul, fora dos limites da área onde hoje situa-se o ACJC (PEREIRA *et al.*, 1997). Nessa região, atualmente situa-se o Parque Urbano da Cidade Estrutural (GREENTEC, 2012). Até meados da década de 70, o local funcionou como vazadouro a céu aberto (CARNEIRO, 2002). A Figura 15 expõe a cronologia da deposição de resíduos na área do ACJC no período de 1964 a 2018. A linha vermelha delimita a área atual do aterro.

Figura 15 - Cronologia da deposição de resíduos sólidos na área do ACJC, de 1964 e 2018.



Fonte: Nisiyama (2019) adaptado pela autora.

A partir de 1978, em razão do aumento na demanda por áreas de disposição final de resíduos, a deposição de RSU iniciou-se dentro da área atual do ACJC, e já em 1985 era

o único local com essa função no DF (GREENTEC, 2012b). Deste período até 1995, a disposição de resíduos avançou nas direções nordeste e sudoeste, aproximando-se do córrego Cabeceira do Valo (SANTANA *et al.*, 2008). Até o ano de 1997, a deposição de resíduos ocorreu nas direções norte e central do local, em trincheiras já utilizadas, sendo apenas recobertas por uma nova camada de solo e resíduos existentes, (KOIDE; BERNARDES, 1998).

No período de 1997 até 2002, a deposição ocorreu na porção intermediária do local, operando ainda nas trincheiras existentes (NISUYAMA, 2019). Ainda em 1997 até 2011, uma faixa da região nordeste do ACJC, muito próxima à divisa com o PNB, aproximadamente 300 metros, começou a ser utilizada. Somente em 2015, essa região foi embargada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

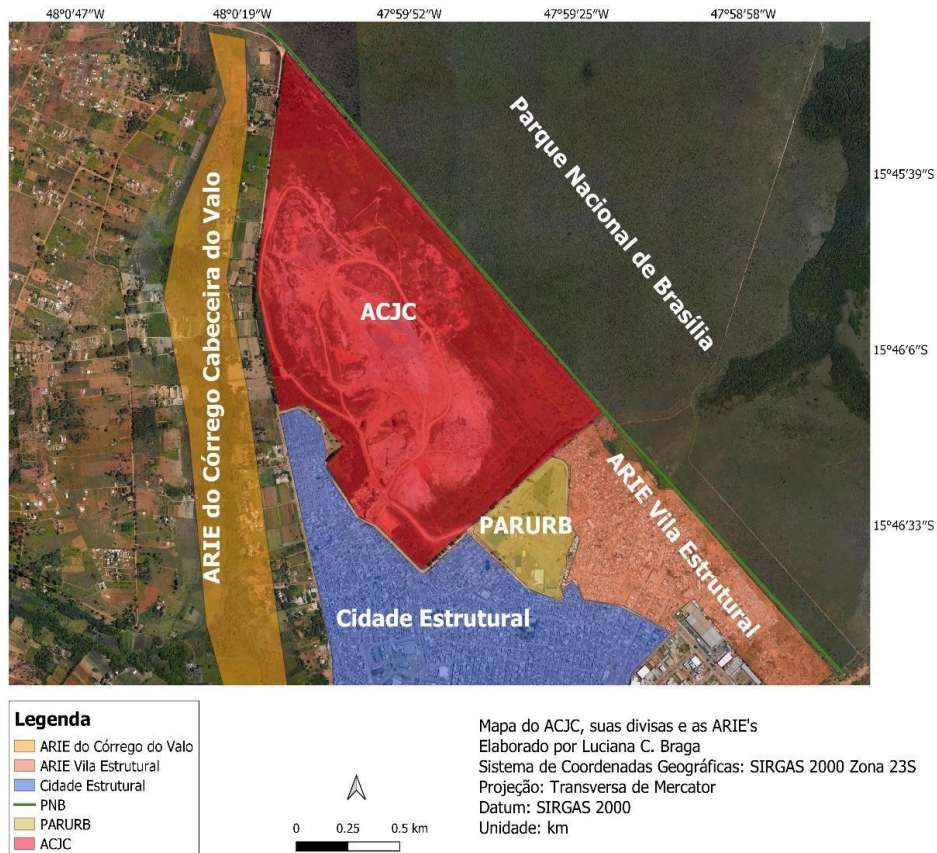
A partir de 2015, a disposição se manteve na região intermediária do maciço, promovendo seu alteamento e no mesmo período o local foi reclassificado como aterro controlado em razão de alterações relativas ao: sistema de drenagem de lixiviado ao redor do maciço, instalação de cercas para delimitar a área, além das mudanças administrativas (SLU, 2016). Com a inauguração do Aterro Sanitário de Brasília (ASB), em 2017, na região administrativa de Samambaia, os volumes aterrados no ACJC reduziram significativamente em 2017 e 2018 (SLU, 2018a; 2018b).

O método de rampas, amplamente utilizado em aterros, resulta no alteamento do solo e formando superfícies inclinadas, chamadas de taludes, sob o maciço. No ACJC, esses taludes apresentam-se bem inclinados, formando paredões verticais (TERRACAP, 2003).

1.10.4. Regiões Limítrofes

Ao redor do aterro, a ocupação desenfreada de parte das áreas limítrofes induziu a criação de zonas de amortecimento, áreas de proteção e o reconhecimento de conglomerados habitacionais. A Figura 16 detalha a área do ACJC, e suas regiões limítrofes, sendo: a Cidade Estrutural, o PARURB da Vila Estrutural, a ARIE do Córrego Cabeceira do Valo, a ARIE da Vila Estrutural e o Parque Nacional.

Figura 16 - ACJC e regiões limítrofes.



- Cidade Estrutural

Além do enorme passivo ambiental, na região sul do aterro surgiu a segunda maior invasão do DF, a Cidade Estrutural. A ocupação iniciou-se em uma parcela de terra ao sul do local, área que inclusive já fez parte do aterro (CAVALCANTI *et al.*, 2014) A ocupação iniciou-se devido ao deslocamento de pessoas de várias regiões do país, atraídas por emprego e melhores condições de vida, encontrando na catação de materiais recicláveis no aterro uma possibilidade de geração de renda (ORREGO, 2013).

Entretanto, a ocupação não dispunha de qualquer infraestrutura, sem condições mínimas de vida, como saneamento básico, educação e saúde. De acordo com dados da Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios (PDAD), a população da cidade era de 35.520 habitantes em 2018 (PDAD, 2018). Esse cenário começou a ser alterado por meio da Lei Distrital nº 3.315 de 2004, que criou o Setor Complementar de Indústria e Abastecimento

(SCIA) como a 25ª Região Administrativa (RA) do DF e sua sede urbana como Cidade Estrutural (DF, 2004).

A necessidade de melhorias no local continuou e em 2006, a Lei Complementar nº 715 tornou a Cidade Estrutural uma Zona Especial de Interesse Social (ZEIS) agora pertencente à RA do SCIA (DF, 2006), que permitiu a regularização da área por meio de um projeto urbanístico (CODEPLAN, 2018). Com a regularização, a região recebeu rede de água, esgoto, energia elétrica, iluminação pública e asfalto (CODEPLAN, 2018). Dados da PDAD de 2011, indicavam o abastecimento de água para mais de 90% da população do local (CODEPLAN, 2012).

Todavia, a regularização urbanística da Cidade Estrutural foi condicionada a criação e preservação de duas ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico). O decreto nº 28.081, de 29 de junho de 2007, dispõe sobre a criação da ARIE do Córrego Cabeceira do Valo e a ARIE da Vila Estrutural (DF, 2007).

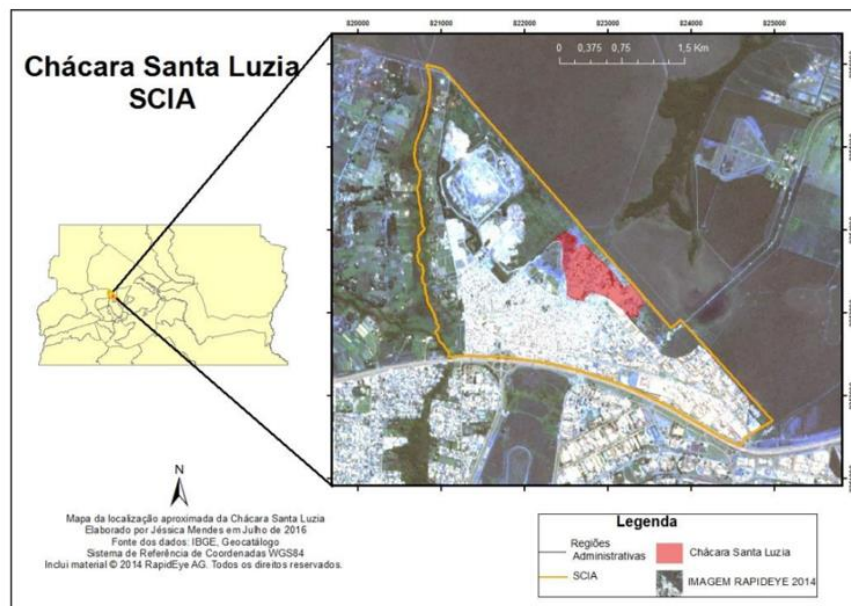
- *Parque Urbano da Vila Estrutural*

O Parque Urbano da Vila Estrutural foi criado em atendimento as diretrizes do licenciamento da região apontadas no Estudo de Impacto Ambiental realizado entre 2003 e 2004 (EIA/ 2003-2004). No EIA, o local do parque foi classificado como Zona de Risco (ZRIC) devido ao histórico de deposição de resíduos nos primeiros anos de funcionamento do ACJC. Na mesma área, estão o Centro Olímpico e Paraolímpico da Estrutural e o Parque Urbano da Vila Estrutural inaugurados entre 2011 e 2014 (GREENTEC, 2012).

- *Ocupação da ARIE da Vila Estrutural*

O Setor de Chácaras Santa Luzia é uma ocupação irregular que se estabeleceu na da ARIE da Vila Estrutural, região sudeste do aterro, entre o parque urbano e o Parque Nacional, cerca de 300 metros apenas conforme mostra a Figura 17. A ARIE cuja finalidade visava a mitigação dos impactos causados ao PNB, possui 32% de sua área ocupada em decorrência as constantes invasões da área e dos processos de grilagem. Entretanto, o deslocamento ainda ocorre e iniciou-se com moradores desapropriados das áreas mais centrais da Cidade Estrutural (GREENTEC, 2012).

Figura 17 - Localização do Setor Chácara Santa Luzia.



Fonte: MIRANDA (2016)

Por se tratar de um assentamento irregular, situado em uma ZIRC, o local não possui saneamento básico, instalações elétricas, pavimentação, contaminação do solo, construções precárias e sem planejamento (MIRANDA, 2016). Somado a estes fatores, a rede de abastecimento de água não chega a todas as moradias ocasionando em ligações clandestinas à rede ou ainda na construção e utilização de poços artesianos com água contaminada pelo aterro (CODEPLAN, 2015).

- *Ocupação da ARIE do Cabeceira do Valo*

Compreende a área ocupada por chácaras entre o Córrego Cabeceira do Valo e o ACJC. No local, existem chácaras produtoras de hortifrutigranjeiros e atividade de piscicultura (GREENTEC, 2012). Por não possuir infraestrutura, o abastecimento de água inicialmente era por meio de poços construídos de forma manual ou da captação de água do córrego. Dados divulgados em 2012, apontaram que cerca de 35% das chácaras recebiam abastecimento de água oriundo da rede geral, ao passo que 53% ainda utilizavam água captada por poços (GREENTEC, 2012).

O histórico de ocupação da área remonta ao início da Cidade Estrutural, porém com a criação da ARIE do Córrego Cabeceira do Valo em 2007, pouco crescimento foi

observado. Isso porque, o estabelecimento legal dos chacareiros se deu sob a justificativa de conter o avanço do conglomerado habitacional em direção ao córrego (GREENTEC, 2012). A região demanda maior atenção, tendo em vista relatos de transbordo direcionados a estas chácaras e que no local existe a produção de hortifrutigranjeiros, piscicultura e consumo de água subterrânea ou do Córrego (PEREIRA *et al.*, 1997; NISIYAMA, 2019). A Figura 18 ilustra a proximidade do ACJC e as região de chácaras.

Figura 18 - Área limítrofe entre o ACJC e as chácaras na ARIE do Córrego Cabeceira do Valo.



Fonte: Acervo pessoal da autora.

- *Parque Nacional*

O Parque Nacional de Brasília (PNB) faz divisa com ACJC em toda a porção leste, e é uma unidade de conservação sob administração do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) do e uma parcela da Reserva da Biosfera do Cerrado e importante área de preservação ambiental do bioma Cerrado (CONDÉ, 1998). A divisa entre o aterro e o PNB é a rodovia DF-097, chamada Estrada Parque Acampamento (EPAC).

1.10.5. Caracterização Do Lixiviado

O local possui um reservatório de acumulação de lixiviado (renomeada pelo SLU) de Lagoa de Recirculação, porém o solo não foi devidamente impermeabilizado e sua construção não atendeu a nenhuma das demandas ambientais. Somado a isto, a rede de condução de lixiviado é fragmentada, caracterizando um sistema de condução parcial, tanto

interno quanto externo, não está distribuída por toda área, ocasionando a percolação de lixiviado no solo (GREENTEC, 2012). Em vários locais é possível observar a ocorrência de afloramento de lixiviado, principalmente na estação chuvosa (PEREIRA *et al.*, 1997). O estado de conservação da rede e dos drenos pode ser destacado na Figura 19.

Figura 19 - Estado de conservação dos drenos de lixiviado dentro da área do ACJC.



Fonte: Acervo pessoal da autora.

A recirculação de lixiviado é utilizada como uma alternativa de tratamento realizada no local para acelerar a decomposição da matéria orgânica presente no lixiviado por meio da ação de microrganismos e da atividade bacteriana (CHAN *et al.*, 2002). Além disso, quando a Lagoa de Recirculação atinge o nível máximo de armazenamento, o lixiviado é bombeado de volta ao maciço com auxílio de caminhões pipa para evitar que o material extravase (GREENTEC, 2012). Estudos apontaram concentrações de amônia, nitrato, chumbo, cádmio, manganês e zinco, muito próximas as previstas na legislação na zona saturada e na zona não-saturada, a concentração elevada, em relação aos valores que são naturalmente relatados para solos, de metais pesados como chumbo, crômio, cobre e mercúrio.

CAPÍTULO 2

ARTIGO 1: FITORREMEDIAÇÃO PARA EMISSÕES DE LIXIVIADO EM ATERROS FECHADOS

RESUMO

O descomissionamento e encerramento das atividades em aterros controlados, embora almejado, gera grande preocupação a todos os países. Além do enorme passivo ambiental, a produção constante de subprodutos continua a impactar o ambiente mesmo depois do encerramento das atividades desses locais. As buscas por medidas remediadoras ganharam mais força nesse contexto. Com os avanços tecnológicos, ferramentas importantes foram desenvolvidas visando não somente a remediação, mas também a recuperação dessas áreas e tratamento dos subprodutos gerados por ela, fomentando a sustentabilidade das tecnologias utilizadas. O lixiviado gerado em aterros, além de conter níveis significativos de poluentes, gera um custo elevado para ser devidamente armazenado e tratado. Algumas alternativas sustentáveis para seu tratamento se destacaram, sendo que uma delas é a fitorremediação. Essa tecnologia se baseia no uso de plantas e sua microbiota associada na remoção de poluentes da água e do solo. Trata-se de uma tecnologia de baixo custo, pouca mão de obra, com resultados satisfatórios, abarca um ramo de contaminantes numeroso, atua tanto nos quesitos ambientais, como os sociais e econômicos. Outras técnicas podem aumentar os custos na remediação, apresentar barreiras técnico científicas, não condizente com as demandas de sustentabilidade e exigir maior emprego de mão de obra especializada. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é apresentar uma síntese de estudos acerca da fitorremediação em lixiviado de aterros visando a recuperação ambiental. A análise bibliográfica demonstrou o enorme potencial da técnica para mitigação dos impactos ambientais e para promoção da sustentabilidade.

Palavras-chave: Fitorremediação; Lixiviado; Aterro Controlado; Lixão.

PHYTOREMEDIATION ON EMISSIONS OF LEACHATE OF CLOSED LANDFILLS

ABSTRACT

The closure of controlled landfills raises concerns all over the world. Furthermore, the huge environmental passive and the constant production of sub products still impact the land, even after the closure of this type of landfills. The search for mitigation measures or for remediation gained more strength in this context. The technological progress, new important tools were developed, aiming not just remediation, but also total recover of this areas and the sub products. Increasing sustainable technologies that will be used. The emissions of leachate in landfills contains high levels of pollutants and has high cost to be treated. Alternative and sustainable measures stood out, as an example: phytoremediation. This technology is plant-based, associating plants and microorganisms to remove pollutants from soil and water. It is a technique with low cost, low-labor-intense, with satisfying results and efficient in removing pollutants. Acting on the environmental, social and economic thread. Other techniques could raise the costs of remediation, some limit technical barriers, tend to be a destructive technology, high-labor-intense. This work presents a compilation of the most important studies about phytoremediation on leachate from controlled landfills. The bibliographic review showed huge potential on mitigating environmental impacts and promoting sustainability.

Keywords: Phytoremediation; Leachate; Landfill; Garbage Dump.

1. INTRODUÇÃO

O exponencial aumento da população mundial associado aos processos de industrialização vivenciados ao longo da história, acarretou diversos problemas de escala global. Um exemplo é a redução na disponibilidade de recursos naturais e a urbanização

desordenada, além de um aumento significativo na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU). Em consequência dessas dinâmicas, a grande geração de RSU evidenciou-se como um grave e persistente problema em todo o mundo, apresentando-se como um dos grandes desafios contemporâneos rumo a sustentabilidade. O aumento na geração desses resíduos está diretamente relacionado ao modelo de desenvolvimento econômico atual, o acelerado padrão de consumo e ao alto poder aquisitivo das populações nos grandes centros urbanos (Zaneti & Silva 2017). Estudos apontam que as taxas mundiais de produção desses resíduos, mesmo que diferenciada para cada país, superam facilmente índices de crescimento demográfico (Carneiro 2002).

O descarte inadequado desse tipo de material, foi comumente realizado em locais como áreas verdes, próximos a corpos d'água, e induziu o desenvolvimento de técnicas de contenção, como incineração, reciclagem, compostagem e aterramento (Silva & Cervieri 2015). Todavia, a utilização dessas técnicas não é capaz de garantir que nenhum impacto ocorra. Os impactos ambientais são os mais evidentes na questão dos resíduos, contudo, existem ainda os impactos sociais e econômicos envolvidos (Bastos 2015). Como exemplo desses impactos pode-se citar: a contaminação do solo e dos recursos hídricos próximos as regiões de depósito, a poluição do ar, redução da qualidade de vida das populações próximas, supressão vegetal, redução na biodiversidade da fauna, aumento no número de regiões irregulares de descarte desses resíduos e ainda ocupação de áreas urbanas escassas (Simonetto & Lobler 2013).

Os depósitos existentes não somente no Brasil, muitas vezes não atendem as devidas precauções e demandas ambientais, ocasionando em altos níveis de degradação e dificultando tratamentos posteriores de remediação na área. De acordo com Bhalla *et al.* (2012), a degradação ambiental presente em países em desenvolvimento em geral é causada pela gestão inapropriada dos resíduos sólidos urbanos. As formas de disposição final de resíduos sólidos ocorrem basicamente de três formas: lixão, aterro controlado e aterro sanitário.

Os lixões, também conhecidos como vazadouros a céu aberto, não possuem medidas de proteção ambiental e a disposição dos RSU ocorrem sem regramentos específicos e resultam em enormes impactos (Barbosa *et al.* 2015). O aterro controlado é o intermediário entre o lixão e o aterro sanitário, caracterizado por medidas de controle ambiental, porém muito inferiores aos aterros sanitários. Sendo assim, algumas medidas de controle são adotadas, seja sobre o maciço de resíduos ou ainda sobre seus subprodutos (lixiviado e gases) (Freire 2009).

No entanto, a presença de parâmetros a serem seguidos em relação a disposição final dos RSU, não reduz os danos causados anteriormente por disposições inadequadas nem a complexidade dos processos de remediação dos impactos que ainda ocorrem mesmo em locais que já tiveram suas atividades de depósito encerradas (Campos 2018). Além disso, esses locais se diferenciam das demais áreas degradadas devido a produção e liberação de biogás, produção e percolação de lixiviado em razão da contínua decomposição dos resíduos (El-fadel *et al.* 1997).

Aterros controlados e lixões não foram planejados de forma a cumprir os devidos cuidados ambientais, tais como a construção de valas, impermeabilização do solo, o sistema de coleta e queima dos gases produzidos e nem mesmo a coleta e tratamento de

lixiviado (Kjeldsen *et al.* 2002). Muitos desses locais tiveram suas atividades interrompidas visando atender as demandas ambientais. Para que então ocorra a desativação desses locais é fundamental que se realize a mensuração do passivo ambiental (Motta *et al.* 2019). Para tal análise, a coleta de informações sobre diversos aspectos locais auxiliará na etapa de diagnóstico e na escolha da técnica mais adequada para remediação (Ramos *et al.* 2017).

A simples paralisação do aporte de resíduos não inibe a percolação de lixiviado, também conhecido como chorume, a ocupação irregular dessas áreas nem a instabilidade geológica e demais impactos (Lanza 2010). Nesse sentido, o período pós-encerramento de aterros controlados e lixões não significa interrupção dos processos químicos e biológicos que ocorrem nesses locais (Almeida 2017). Ainda que esse processo de encerramento ocorra em todo mundo, não existem critérios técnicos específicos para avaliar e mensurar a amplitude e perpetuação dos impactos ambientais relacionados a esse processo, o que dificulta o desenvolvimento de medidas padrões (devido as especificidades de cada local) de proteção ambiental e de proteção a saúde humana local e nos arredores (Barlaz *et al.* 2002; Stegmann *et al.* 2006; Scharff *et al.* 2011; Almeida 2017).

Um dos passivos mais comuns e problemáticos nesses locais é o grande volume de lixiviado. Esse material é continuamente produzido em locais de disposição de resíduos e continua a ser gerado por anos mesmo após o encerramento das atividades dos aterros, alterando sua qualidade conforme as características específicas de cada localidade e ainda com possibilidade de grandes variações no mesmo local (Kalčíková *et al.* 2012).

A mensuração do passivo ambiental precisa levar em consideração fatores como: a geologia do local, área total ocupada, compactação do solo, espessura da camada de resíduos, pluviosidade, existência de pontos de afloramento de lixiviado e de alagamento por águas pluviais, parâmetros físico-químicos do lixiviado, supressão vegetal, comportamento físico do biogás, tempo de atividade, mensuração da quantidade de resíduos, composição gravimétrica do RSU, quantidade de Resíduos Serviço de Saúde (RSS) e de Resíduos Perigosos, método de disposição, presença de pessoas ou animais nos arredores, proximidade de áreas de preservação e de corpos d'água (superficiais ou subterrâneos) (Ramos *et al.* 2017).

Devido a isso, é indispensável a existência um monitoramento local e a aplicação de medidas remediadoras, reduzindo o surgimento de novos impactos negativos e interrompendo a continuidade dos danos já causados e ainda evitando que essas áreas sejam apenas abandonadas sem tratamento ou fiquem ociosas (Leite 2005). Para Sánchez (2008), o processo de remediação é baseado na utilização de técnicas agregadas para contenção ou ainda remoção de contaminantes em áreas que foram degradadas com objetivo de reabilitação do local e viabilizando seu uso posterior. A remediação de áreas de disposição final de RSU é de altamente complexa e demanda um conjunto de intervenções diversificadas (Zhitong Yao *et al.* 2012).

As técnicas mais comuns de remediação de aterros controlados ou lixões são: remoção dos resíduos, construção de taludes, delimitação e isolamento da área, cobertura com solo, instalação de drenos para o biogás, captação de lixiviado, impermeabilização do solo superficial, drenagem de águas pluviais, encapsulamento de resíduos, instalação de geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) (Engelmann 2017; Cempre 2018).

1.1 Composição e caracterização de lixiviado

O lixiviado pode ser descrito como um líquido escuro e fétido, resultante da mistura de água com matéria orgânica dos resíduos em decomposição no aterro (Souto 2009). Sua carga poluidora e composição é influenciada por fatores como: condições hidrogeológicas; regime pluviométrico, variações sazonais, umidade, temperatura; natureza e idade do RSU; estágio de decomposição da matéria orgânica, idade e modo de operação do aterro: disposição, espessura, compactação e cobertura das células, existência de drenagem de lixiviado e gases (Engelmann *et al.* 2018; Di Iaconi *et al.* 2006; Kjeldsen *et al.* 2002).

A vista disso, trata-se de uma matriz complexa e variável, que pode conter alta carga poluidora, com metais pesados, compostos orgânicos e inorgânicos (Bernard *et al.* 1997). A destinação inadequada desse material gera prejuízos de ordem ambiental, sanitária, estética e econômica (Maia 2012). Por escoar através das camadas de resíduos despositados e se acumular na base das áreas de disposição, é fundamental reconhecer o potencial poluidor do lixiviado bem como assegurar seu tratamento para proteção e mitigação de impactos em águas superficiais e subterrâneas, bem como o solo (Mahmud *et al.* 2012; Bhatt 2017).

Por ser considerado um efluente com forte potencial poluidor, o lixiviado oriundo de aterros somente poderá ser diretamente descartado e no ambiente ou em corpos d'água no corpo receptor desde que obedeça às condições previstas e padrões que estão dispostos (Almeida 2017). Caso o lixiviado alcance corpos d'água superficiais ou subterrâneos, ocasiona no comprometimento no uso dessas fontes devido aos riscos à saúde humana e animal (Sisinno 2002; Marcos *et al.* 2015).

A percolação de lixiviado ocorre de maneira difusa, não sendo possível determinar com exatidão o grau de contaminação gerado (Engelmann *et al.* 2018; Del Rey 2020). Sabe-se que águas superficiais e subterrâneas são interligadas na maioria dos casos, pois ocorrem situações em que as águas de superfície contaminadas proporcionam a recarga de reservatórios subterrâneos assim como águas subterrâneas descarregam em águas superficiais, causando poluição tanto dos aquíferos quanto dos corpos hídricos superficiais (Freire 2009).

Ao lado da preocupação com o meio ambiente, há a preocupação com os possíveis efeitos da poluição causada pelo lixiviado sobre a saúde humana. Produtos tóxicos e resíduos oriundos de serviços de saúde (RSS) contendo substâncias cancerígenas e microrganismos patogênicos podem estar presentes no lixiviado (Gajski *et al.* 2012). O contato com esse material pode implicar em: intoxicações; genotoxicidade; distúrbios neurológicos, reprodutivos e respiratórios, cardiopatias; doenças crônico-degenerativas e hepáticas (Habermann & Gouveia 2014). Eggen *et al.* (2010) identificou produtos químicos perigosos presentes em lixiviados como: plastificante de neurotoxina, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e retardante de chamas (todos carcinogênicos), repelente de insetos, produtos de cuidados pessoais e farmacêuticos como ibuprofeno, cafeína e naproxeno.

A caracterização da composição do lixiviado e a análise de seus parâmetros físico-químicos fornecem informações importantes para sua gestão adequada, toxicidade, volume de recursos a serem empregados na remediação. Contudo, essas informações não são

suficientes para determinar seu potencial poluidor e requer uma série de avaliações multidisciplinares do local em razão da especificidade de cada área (Žaltauskaitė & Vaitonyte 2016). Conforme descrito Christensen *et al.* (2001), os tipos mais comuns de aterros produzem lixiviados que contêm uma mistura de resíduos (residencial, comercial e industrial), com exceção de resíduos químicos, e podem ser caracterizados em 4 diferentes grupos de poluentes:

- Matéria orgânica dissolvida evidenciada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e Carbono Orgânico Total (COT);
- Macropoluentes inorgânicos como cálcio, magnésio, fósforo (na forma de fosfatos), ferro, manganês, amônia, sulfatos e carbonatos;
- Metais pesados como arsênio, alumínio, cádmio, cromo, níquel, cobre, zinco, mercúrio, prata, chumbo, cobalto;
- Compostos orgânicos xenofóbicos como metanos, etanos, fenóis, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e voláteis, além de produtos de origem farmacêutica e hormônios.

Os dados até hoje disponíveis, bem como aqueles resultantes de modelagens, indicam que, na maioria dos casos, metais e compostos xenobióticos não constituem problema a longo prazo. Por outro lado, os estudos mostram que o nitrogênio amoniacal deve ser o principal responsável pela toxicidade aguda do lixiviado (Souto 2009; Maia *et al.* 2015).

Ao longo da vida de um aterro e com o estágio de decomposição da matéria orgânica, bem como o volume e as características (físico-químicas e/ ou microbiológicas) do lixiviado produzido sofrem fortes variações. A degradação da matéria orgânica em aterros ocorre primeiramente de forma aeróbica culminando na forma anaeróbia, sendo essa última a mais longa (Monteiro 2003). O final do processo de degradação anaeróbia, conhecido como fase metanogênica caracterizada pela produção de metano (Christensen *et al.* 2001; Kjeldsen *et al.* 2002). A variação na composição de lixiviado também ocorre de acordo a idade do aterro e a fase de estabilização na decomposição da matéria orgânica. A produção de biogás também é influenciada pelo tempo de operação dos aterros (Moody & Townsend 2017; Kjeldsen *et al.* 2002; Wimmer *et al.* 2013).

Diante disso, o lixiviado proveniente de um aterro mais antigo é bem distinto daquele de um aterro com menor tempo de operação (Renou *et al.* 2008). À vista disso, o lixiviado proveniente de aterros mais jovens possuem alta biodegradabilidade e maior concentração de matéria orgânica (MO) (Barros 2013). O envelhecimento dos aterros e os estágios ou fases de estabilização do lixiviado interferem na eficiência dos tratamentos que forem sugeridos posteriormente (Jones *et al.* 2006).

1.2. Fitorremediação

Neste cenário alarmante, o uso de tecnologias convencionais para remediação desses locais apresentou limitações expressivas: algumas não são práticas ambientalmente corretas, muitas vezes dependem de alto volume de mão de obra, possuem barreiras técnicas de implementação *in situ*, muitas vezes técnicas destrutivas e possuem um alto custo (Meuser 2013). Os avanços tecnológicos nos diversos setores,

como o da biotecnologia, fomentaram o desenvolvimento de novas ferramentas que podem servir como técnicas agregadas (Silva *et al.* 2014).

A busca por novas técnicas ambientalmente sustentáveis ganhou maior destaque mundialmente, principalmente as alternativas que relacionam o uso de plantas e microorganismos para fins de remediação (Gaylardee *et al.* 2005). Isto porque as práticas de remediação tradicionais comumente adotadas demandam elevados investimentos, que se estendem por longos períodos, e podem implicar impactos secundários (Schianetz 1999).

A fitorremediação se destacou sobretudo por ser uma tecnologia de baixo custo, sustentável, *eco-friendly*, pode ser aplicada em grandes áreas, não necessita de muita mão de obra, de fácil implementação, amplamente aceita, não é restrita a um grupo específico de espécies vegetais, pode ajudar na proteção de biomas, baixo risco, além dos benefícios socioeconômicos que sua utilização pode agregar a comunidades próximas (Nascimento & Xing 2006). Além disso, a remediação *plant-based* ocorre tanto no solo contaminada quanto nos corpos hídricos afetados pelos poluentes do lixiviado (Cunningham *et al.* 1997).

O termo fitorremediação foi criado pela Dra. Raskin, em 1989, nos Estados Unidos, em um estudo sobre o acúmulo de metais pesados em plantas (Raskin *et al.* 1994). A técnica pode ser dividida em cinco categorias e a escolha de qual estratégia a ser utilizada deve levar em consideração a natureza química ou das propriedades do poluente como pode ser observado no Quadro 3. Assim sendo, as espécies vegetais fitorremediadoras possuem respostas diferenciadas, realizando a remediação ou atenuação de contaminantes por meio de estratégias como: fitoextração, fitodegradação, fitoestabilização, fitovolatilização e rizofiltração (Santos & Novak 2013).

Quadro 3 - Estratégias de fitorremediação, descrição e principais poluentes envolvidos.

Estratégia	Descrição	Poluentes
Fitoextração	Absorção e armazenamento de poluentes pelas raízes, folhas e caule	Metais (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn)
Fitodegradação	Atividade metabólica da planta e biológica da rizosfera degradam ou quebram os poluentes	TNT, TCE, DDT, PCP
Fitoestabilização	A rizosfera estabiliza e/ou limita a biodisponibilidade do poluente, evitando processos erosivos e lixiviação	Contaminantes orgânicos e inorgânicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn)
Fitovolatilização	A atividade metabólica da planta faz a conversão de poluentes a compostos voláteis, liberando-os na atmosfera, geralmente pelas folhas	Mercúrio, selênio, herbicidas e solventes orgânicos
Rizofiltração	A rizosfera utiliza-se de recursos como: retenção, adsorção ou precipitação para acumular ou imobilizar poluentes	Metais pesados (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn e Cr) e elementos radioativos (U, Cs e Sr)

Fonte: Autores, 2020

As espécies vegetais que são foco dessa técnica possuem especificidades bem determinadas, como boa capacidade de absorção, taxas de crescimento elevadas, sistema radicular denso e profundo, alta taxa de exsudação radicular, microbiota associada, resistência a pragas, fácil manejo e ainda alta resistência a contaminantes (hiperacumuladoras) (Coutinho & Barbosa 2007). Estudos apontam que uma extensa rizosfera e a microbiota associada a ela, tende a oferecer maiores benefícios em medidas remediadoras (Anderson *et al.* 1993). Concomitante a isto, um maior volume de biomassa das raízes exerce uma relação positiva no potencial fitorremediador das espécies vegetais (Zalesny *et al.*, 2005a).

Ademais, o uso de plantas consideradas exóticas e/ou invasoras deverá ocorrer somente com a adoção criteriosa de um plano de gestão e manejo, visto que a não adoção dessas medidas causa riscos aos biomas próximos e conseqüentemente deixa de ser uma prática sustentável e viável (Oliveira *et al.* 2009).

De acordo com Oliveira *et al.* (2009), a fitorremediação em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos pode ocorrer de maneira facilitada, isto porque o lixiviado presente em aterros possui características interessantes para o desenvolvimento e crescimento de plantas. As espécies vegetais selecionadas precisam ser altamente resistentes (portanto, baixa sensibilidade) e especializadas, pois o volume de contaminantes presentes nesses locais é muito elevado e diverso.

Para remediação de lixiviado, a toxicidade do material deve ser bem avaliada visto que interfere diretamente no desenvolvimento inicial da raiz e da parte aérea, que são fundamentais para a sobrevivência da planta (Larcher 1995). A redução desse crescimento indica alta concentração de poluentes tóxicos, interferindo na capacidade da espécie de descontaminar e/ou estabilizar o meio em que estão inseridas (Mejía *et al.* 2014).

O uso dessa tecnologia apresenta outros benefícios diretos nas áreas dos aterros, entre eles estão a melhora estética, atenuação dos odores emitidos, utilização da área para a construção de parques de uso público, valorização econômica da área e das regiões vizinhas, promoção da sustentabilidade, produção de biomassa para fins econômicos (como madeira), elevação no sequestro de carbono devido ao aumento da cobertura vegetal, viabilidade de produção energética, melhora nos quesitos de qualidade do solo e fomento da conservação da biodiversidade (Luiz & Hirata 2018; Pandey & Bajpai 2019; Pandey *et al.* 2016; Rufo & Picanço 2005) .

Pires *et al.* (2003) ainda salientou outras características benéficas no uso da técnica, frisando seu menor custo, degradação de compostos orgânicos facilitada, fixação de nitrogênio atmosférico, fácil monitoramento das espécies plantadas, controle de erosões, reduz a mobilidade da pluma de contaminantes e ainda possui uma boa aceitação pública.

Se isolada, a fitorremediação apresenta limitações, como: alta concentração de contaminantes produzir uma ação tóxica em diversas espécies vegetais; o processo pode ser lento e incompleto; condições edafoclimáticas; ciclo de vida da espécie utilizada; tratamento adequado da biomassa com acúmulo de poluentes; eficiência limitada a zona de interferência da rizosfera e ainda o risco que a utilização de plantas de transgênicas oferece a biodiversidade se não manejada adequadamente (Glass 1999).

2. METODOLOGIA

2.1. Coleta de dados

Para este trabalho realizou-se uma revisão de literatura de artigos científicos nacionais e internacionais indexados na base de dados da Principal Coleção do *Web of Science*. Foram selecionados todos os artigos continham a palavra “*Phytoremediation*” no título, resumo ou na lista de palavras-chaves no período de 2005 até 2020. Em associação ao termo de busca “*Phytoremediation*” foram utilizados os termos AND “*landfill leachate*”, visando a exclusão de ambientes não se queria na pesquisa acima. Em cada artigo foram coletadas as seguintes informações: o ano de publicação, país da instituição do primeiro autor, número de citações, número de autores, nome das revistas e palavras-chaves.

2.2. Análise dos dados

A relação temporal dos artigos acerca da fitorremediação para tratamento de lixiviado de aterros, correlacionou o volume de artigos publicados ao ano de publicação. Para verificação de qualidade das publicações na temática, foi avaliado o fator de impacto das revistas com maior número de publicações. A análise de relevância verificou os 15 artigos mais citados. Em cada artigo, as espécies vegetais selecionadas para fitorremediação foram listadas e separadas de acordo com suas famílias botânicas, bem como os respectivos poluentes tratados. As 10 plantas que apareceram em um maior número de trabalhos foram conservadas e os poluentes separados em grandes grupos.

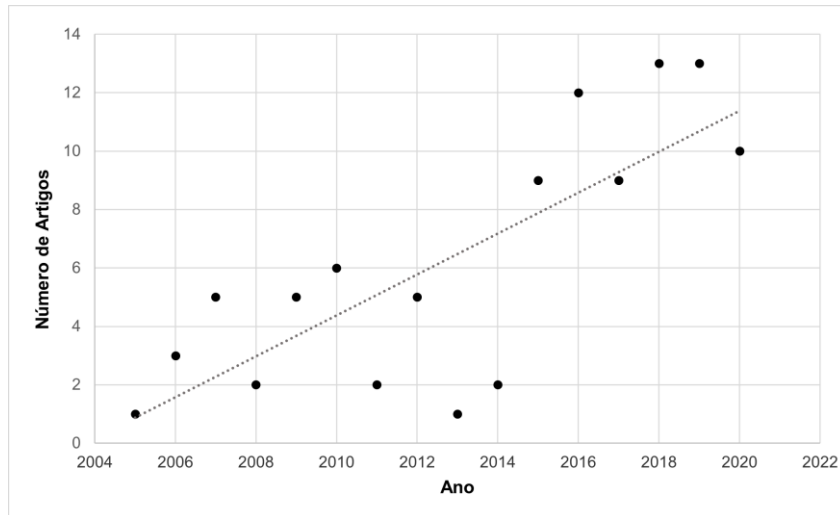
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A desativação de aterros controlados e lixões determinados por leis, como no caso brasileiro com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/2010 (Brasil 2010), a necessidade de remediação dos impactos ambientais ganhou maior enfoque nos últimos anos, além de ser muito discutida no meio científico. Com isso em mente, a comunidade acadêmica apontou alguns grupos vegetais com forte potencial fitorremediador no tratamento de lixiviado. Alguns desses trabalhos, apresentados a seguir, demonstram quais são essas espécies e os respectivos poluentes alvo da técnica.

Nessa revisão bibliográfica, foram coletados 98 artigos que tratam sobre a fitorremediação em lixiviado de aterros no período de 2005 a 2020 na Principal Coleção do *Web of Science*. No período analisado, entre 2005 e 2020, foi observada uma tendência de positiva no número de artigos publicados (Figura 20). Essa tendência era esperada, tendo em vista o desenvolvimento de novas ferramentas remediadoras mais sustentáveis e os avanços biotecnológicos (Silva *et al.* 2014; Pandey & Bajpai 2019). Entretanto, o número de publicações, com a aplicação do filtro AND “*landfill leachate*”, expõe uma diferença significativa se comparada a revisão bibliográfica realizada por Silva (2016) na mesma base de dados. Os dados do trabalho apontados pelo autor revelam um total de 5913 artigos apenas sobre a temática da fitorremediação, sem os filtros de pesquisa, com uma média de 268 publicações por ano, no período de 1991 a 2014. Essa diferença revela que a fitorremediação apesar de ser uma técnica altamente versátil, boa parte dos estudos se restringem a grupos específicos de contaminantes como hidrocarbonetos de petróleo,

hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, bifenil policlorados, pesticidas, explosivos e metais pesados tratados individualmente, não em uma única matriz para tratamento.

Figura 20 - Número de artigos publicados na base de dados da Principal Coleção do Web of Science no período de 2005 até 2020.



Fonte: Autoria própria.

Entre os países com maior produção de artigos, os EUA se ocupam o primeiro lugar (Tabela 2). Isso se dá principalmente pelo alto investimento local em pesquisa, não somente na área (May 1998). Uma outra possível explicação para esse fato, é que os dois primeiros países que mais produzem artigos, EUA e China, são também os dois primeiros países com maiores emissões de CO_2 (IPCC, 2014).

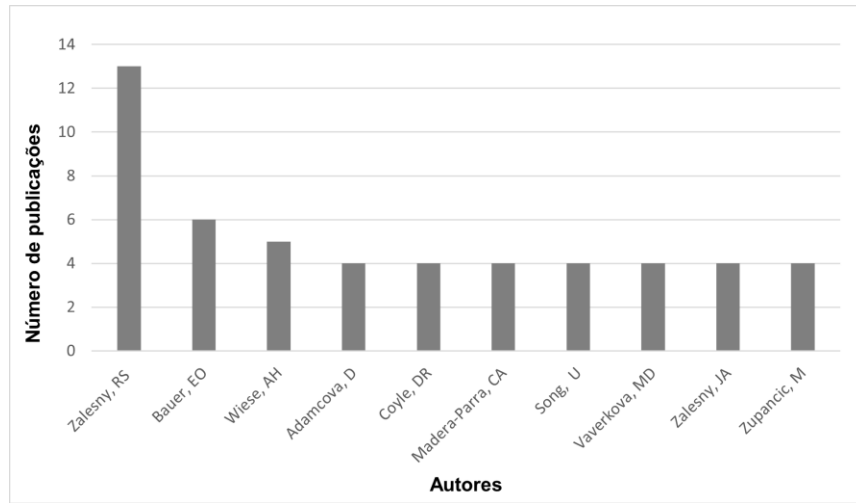
Tabela 1 - Países com maior número de publicações no período de 2005 a 2020.

País	Publicações
Estados Unidos	14
China	9
Brasil	8
Polônia	8
Itália	6
Malásia	6

Fonte: Autoria própria.

Alguns autores aparecem com maior número de publicações, conforme síntese da Figura 21. Mesmo que muitos desses trabalhos sejam realizados de maneira colaborativa, ou seja, com mais de dois autores, o fator humano não é o único envolvido, já que também associa instituições e suas diversificadas estruturas, além de recursos financeiros (Hsu & Huang 2011). Ronald S. Zalesny se destaca por apresentar 13 publicações, todas colaborativas com pelo menos mais um autor, no período avaliado.

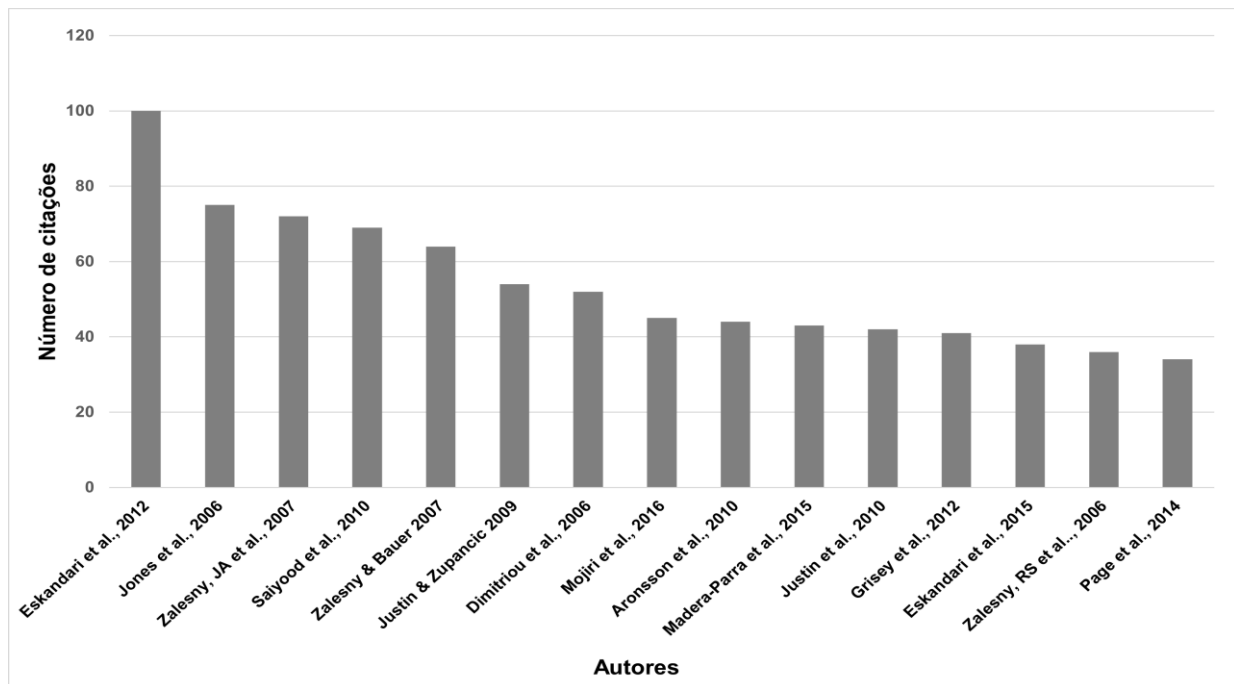
Figura 21 - Autores com mais publicações em revistas no período de 2005 a 2020.



Fonte: Autoria própria.

Os quinze trabalhos com maior número de citações variaram entre 100 a 34 como observado na Figura 22. A alta frequência de citações de um trabalho é considerada como um critério de avaliação, apontando a relevância do estudo bem como a qualidade científica do trabalho publicado (Leimu & Koricheva 2005). Esses trabalhos destacados, todos foram produzidos por dois ou mais autores.

Figura 22 - Relação dos artigos com maior número de citações sobre fitorremediação em lixiviado de aterro.



Fonte: Autoria própria.

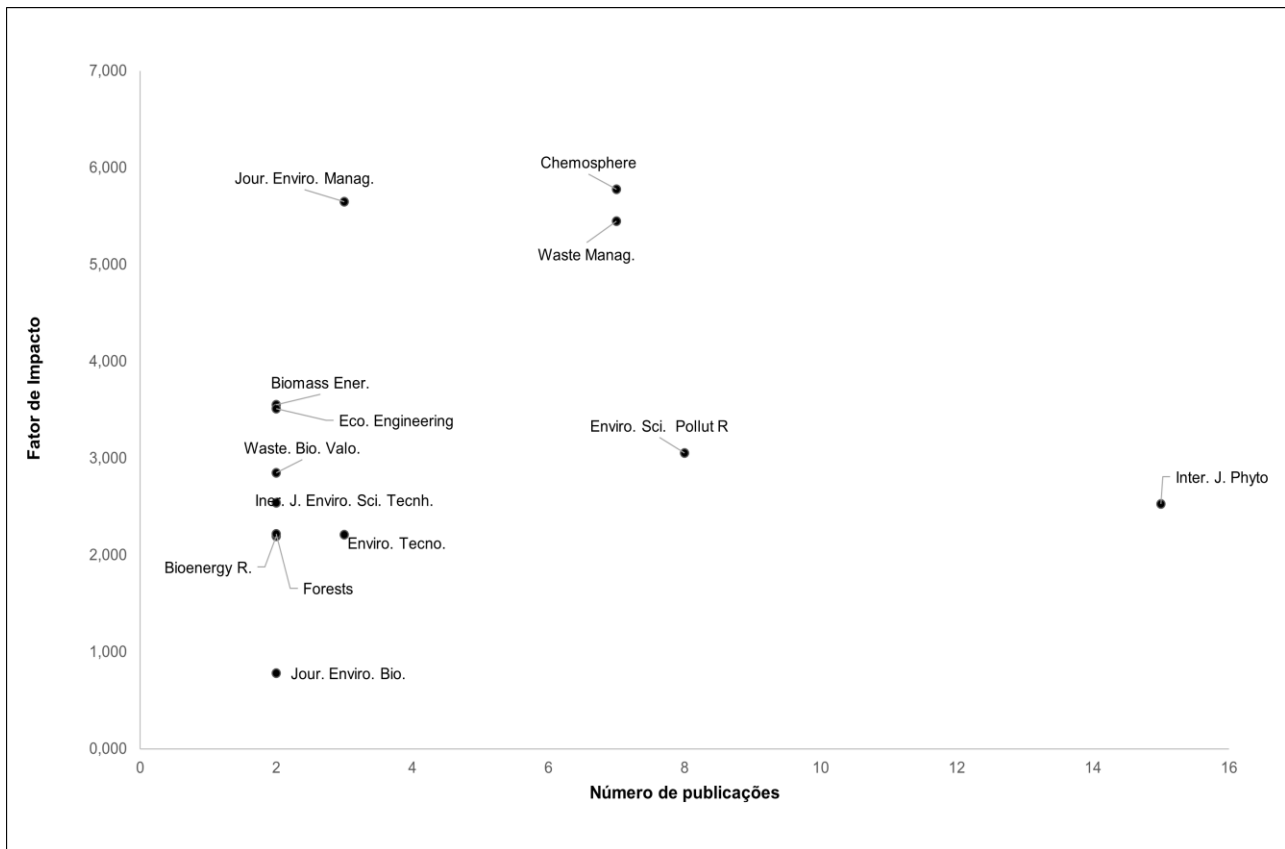
Devido ao grande número de citações (100 citações), o trabalho de Eskandari et al. (2012) tratou de uma análise múltiplos critérios para instalação de um aterro, relacionando as dimensões ambiental, econômica e sociocultural. Nesse sentido, foram avaliadas as medidas de monitoramento e tratamento de lixiviado e a inserção da fitorremediação como medida não apenas remediadora, mas também como alternativa para se evitar maiores impactos ambientais e sociais.

O trabalho de Jones *et al.* (2006), foi o segundo artigo mais citado (75 citações). Os autores apresentaram uma discussão em torno dos modelos fitorremediadores para tratamento de lixiviado e quais eram as lacunas nos modelos de gestão do processo. Segundo o estudo, casos de aplicação da técnica em culturas de rotação de ciclo curto e gramíneas apresentaram sucesso, contudo, outros vários casos não foram bem sucedidos. Os autores afirmam que para esses casos de insucesso, variáveis como a quantidade de lixiviado utilizado foi excessiva, ou não houve uma gestão efetiva do local ou ainda alguma lacuna de conhecimento na relação da planta selecionada e com o solo. Afirmam ainda, que outros estudos se mostraram necessários para compreender e estabelecer modelos de remediação cuidadosamente geridos, de longo prazo e com contínuo monitoramento ambiental.

Os artigos foram publicados em 53 revistas, que possuíam fator de impacto (FI) que variaram de 0,325 (Asian Journal of Chemistry) e 9,13 (Water Research), e 6 revistas não possuíam FI. O fator de impacto representa um indicador importante na avaliação da qualidade da produção científica em cada revista e pode variar de acordo com a categoria que o periódico se enquadra (Strehl & Santos 2002).

A Figura 23 apresenta as 13 revistas com maior número de publicações, a International Journal of Phytoremediation, lançada em 1999, possui o maior número de publicações, 15 no total, com 2,58 de FI. A revista Journal of Environmental Biology possui o menor número de publicações, apenas 2 e o menor FI (0,781). A média entre o fator de impacto dessas revistas foi de 3,255.

Figura 23 - Relação do Fator de Impacto e o número de artigos das 13 revistas que mais publicaram sobre fitorremediação.

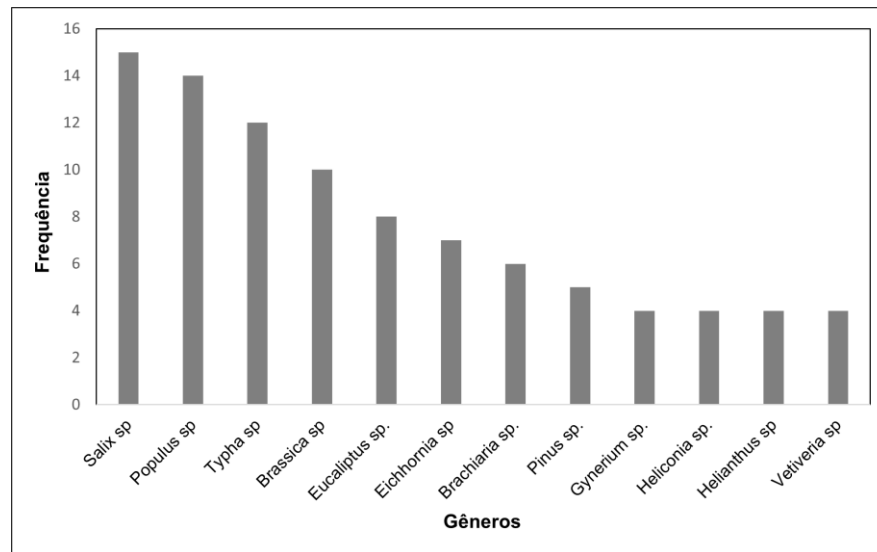


Fonte: Autoria própria.

Foram identificadas 138 espécies vegetais nos 98 artigos analisados, muitas aparecem mais de 4 trabalhos. Para sintetizar essas informações, foram mantidos os gêneros relatados com maior frequência (Figura 24), destacando os gêneros *Salix* sp. (15), *Populus* sp. (14) e *Typhya* sp. (12). Os gêneros *Salix* e *Populus*, pertencem a à família Salicaceae, que pode ser caracterizada por formas arbóreas e arbustivas, comumente utilizadas na produção de madeira, restauração de corpos d'água e ainda como plantas ornamentais (MOURA, 2002). Os gêneros destacados apresentaram bons resultados na fitorremediação de lixiviado em análises de coloração, turbidez, pH, condutividade elétrica, redução de sólidos totais dissolvidos e de sólidos suspensos, redução da disponibilidade amônia, metais pesados, cloreto de sódio, sulfatos, nitrogênio amoniacal, redução da demanda química de oxigênio e da demanda bioquímica de oxigênio.

As espécies de *Populus* como: *P. deltoides*, *P. nigra*, *P. maximowiczii* e *P. trichocarpa*, são muitas relatadas na descontaminação de áreas contaminadas por pesticidas e na produção madeireira e de fibras. Já as espécies do gênero *Salix*, como *Salix viminalis*, *Salix purpúrea* e *Salix alba*, se destacam pela associação facilitada com microrganismos na região das raízes, que contribuem fortemente na descontaminação de solos contaminados por metais pesados e hidrocarbonetos.

Figura 24 - Frequência dos gêneros botânicos mais abordados nos artigos.



Fonte: Autoria própria.

Diversos trabalhos de Zalesny e colaboradores, abordam as espécies do gênero *Populus* sp. para fitorremediação, utilizando lixiviado de aterro como fontes fertilização e de irrigação. O gênero foi selecionado devido alta capacidade de desenvolver de clones, focando em quesitos de engenharia genética. Os autores enfatizam os cruzamentos das espécies *P. deltoides*, *P. nigra*, *P. maximowiczii* e *P. trichocarpa*, apresentam melhorias significativas para usos como: produção de fibras e madeira, bioenergia, e ainda para fitorremediação (Zalesny *et al.* 2005a). O desenvolvimento e triagem de diferentes tipos de clones visa selecionar as melhores características de cada espécie, especialmente a capacidade e rapidez de estabelecimento, maior produção de biomassa, rizosfera profunda e bem desenvolvida, taxas elevadas de evapotranspiração e propagação facilitada.

Especificamente para fitorremediação, são necessários testes com os genótipos de interesse, tendo em vista que para obter maior eficiência é fundamental a identificação e seleção das plantas com melhor desempenho na presença de poluentes variados, possibilitando ainda a seleção de cruzamentos que facilitem a remediação de locais com maior concentração e toxicidade de contaminantes. Os estudos apontaram ainda o sucesso de três clones na remediação de cloreto e sódio, apresentando ainda aumento na produção de biomassa.

Outros trabalhos abordaram clones de *Populus deltoides*, *Salix viminalis* e *Salix purpúrea*, irrigados com lixiviado de aterro. No experimento de Justin *et al.* (2010), as espécies que receberam o tratamento de irrigação com lixiviado apresentaram incremento na produção de biomassa nas partes aéreas, evidenciando ainda que os clones de *Populus* apresentaram melhores resultados nesse mesmo tratamento, com altas taxas de bioacumulação de contaminantes nas folhas e elevada produção de biomassa, em relação aos clones de *Salix*.

Granley e Troung (2012) realizaram outro estudo, nos Estados Unidos, com cerca de 2100 plantas de híbridos de *Populus*, irrigadas com lixiviado por um sistema de

gotejamento por um ano. Os resultados obtidos foram tão satisfatórios que as plantas obtiveram sucesso de estabelecimento em uma área de 5,5 acres e utilizaram (e trataram) o correspondente a 14 milhões de galões de lixiviado. O trabalho entrou na lista dos 25 melhores prêmios de engenharia do American Council of Engineering Companies em 2009.

Diversas espécies de macrófitas também aparecem nos artigos pesquisados, especialmente no tratamento de lixiviado em sistemas de *wetlands*. Amorim *et al.* (2018) avaliou o desempenho de macrófitas das espécies *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* no sistema citado, por meio de análises pós-tratamento em amostras do lixiviado, do substrato do sistema e de biomassa das macrófitas. Os resultados demonstraram redução de 30% para DBO, 72% para DQO, 76% para fósforo inorgânico e total, 38% para nitrato, 33% para nitrito, 58% para nitrogênio amoniacal, 44% para nitrogênio orgânico e 13% para zinco. Todavia, salienta-se que esse tipo de tratamento ocorre em um sistema controlado, mas que recebendo os devidos ajustes, é passível de ser aplicado sem o controle de todas as variáveis.

As espécies *Chrysopogon zizanioides* e *Typha latifolia*, também são muito relatadas e o estudo de Ramos-Arcos *et al.* (2019) expos a eficiência das espécies em absorver 17 tipologias de metais pesados (alumínio, boro, bário, belírio, cobalto, cromo, ferro, magnésio, manganês, níquel, chumbo, enxofre, selênio, tálio, vanádio e zinco) diretamente de lixiviado de aterro (sem diluições).

No Brasil, o trabalho de Kurscheidt *et al.* (2020) avaliou as espécies de macrófitas *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* na fitorremediação em lixiviado oriundo do Aterro Sanitário de Curitiba (Aterro da Caximba) também em sistema de *wetlands*, conduzido *ex-situ*. Foram realizados testes de tolerância das espécies em diferentes diluições de lixiviado e um tratamento controle. Entretanto, as espécies apresentaram eficiência reduzida e comprometimento de desenvolvimento, mesmo em baixas concentrações de lixiviado, apontando a forte fitotoxicidade na composição do material.

Nesse sentido, as espécies mais relatadas nos estudos apresentando para fitorremediação de lixiviado são, de forma geral, conhecidas e seus aspectos como ecologia, genética, manejo e fisiologia são amplamente difundidos. Esses conhecimentos fazem parte da seleção de plantas para os projetos fitorremediadores (Bhargava *et al.* 2012). Informações desse tipo, ampliam o entendimento em torno da técnica e suas especificidades na utilização das plantas fitorremediadoras, sendo necessária compreensão sobre as taxas de crescimento e evapotranspiração, alta produção de biomassa, boa tolerância a poluentes e forte competitividade (Lamego & Vidal 2008).

Além disso, fatores como: alta taxa de exsudação radicular, forte resistência a doenças e pragas, associação facilitada com microrganismos, fácil aquisição e manejo, sistema radicular denso e profundo, e propagação facilitada também devem ser considerados na seleção das espécies vegetais a serem utilizadas e para garantir maior eficiência no tratamento (Procópio *et al.* 2009). Se aplicadas em consórcio com outras culturas, diversas plantas exibem maior produção de biomassa, colaborando na extração de metais (Zhu *et al.* 2010).

Um estudo realizado por Pandey e Bajpai (2019) expôs alguns aspectos práticos de implementação da fitorremediação, bem como os progressos já alcançados na área e os pontos mais sensíveis da técnica. Levando ainda em consideração as lacunas existentes no uso dessa tecnologia, introduzindo termos como “*phytomanagement*”. De acordo com os autores, trata-se da aplicação da fitorremediação sustentável. Um dos entraves discutidos acerca da técnica é o longo período em que a área remediada fica restrita e impossibilitada de outras formas de uso. A *Phytomanagement* é definida como uma técnica de remediação que se utiliza de espécies vegetais para controlar e/ou reduzir riscos e impactos ambientais, e ainda agrega valor econômico ao processo. Em síntese, uma área contaminada pode estar em processo de remediação e ao mesmo tempo a produção de biomassa resultante pode ter valor de mercado, apresentando então importantes benefícios ecológicos, econômicos e sociais.

4. CONCLUSÃO

O crescimento no montante de estudos sobre a fitorremediação para tratamento de lixiviado de aterro pode estar relacionado a maior disseminação da técnica, não ligada exclusivamente para lixiviado, mas para remediação de contaminantes diversos. Do mesmo modo, o fato da técnica relacionar diversas áreas do conhecimento também pode ser outro fator para esse crescimento. Nesse sentido, a utilização da fitorremediação apresenta potencial elevado para tratamento de contaminações diversas, inclusive de lixiviado proveniente de aterros. Entretanto, a maior parte dos trabalhos tratam de poluentes como: derivados de petróleo, pesticidas e herbicidas, explosivos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, bifenil policlorados e metais pesados (elementos poucos variados).

Somado a isso, a diversidade de plantas abordadas na literatura acadêmica é reduzida, apesar a alta diversidade de espécies existentes. Poucas espécies nativas são relatadas, mesmo possuindo alto potencial fitorremediador. Muitos estudos tratam de espécies chamadas de exóticas e invasoras, o que pode apresentar riscos secundários as áreas tratadas.

Determinadas práticas melhoram a eficiência da técnica, como: seleção de espécies diversas para testes de tolerância e de variedades de poluentes; entendimento amplo sobre os mecanismos internos envolvidos na transformação do contaminante na planta e diversificação dos métodos pós-colheita, evitando assim a geração de novos impactos relacionados aos metabólitos produzidos e que se acumulam no corpo vegetal.

Todavia, os estudos apresentados neste trabalho reforçam a utilização da técnica para tratamento de lixiviados, agregando maior detalhamento dos casos e ainda abrangendo os benefícios esperados. A expansão dos benefícios da fitorremediação para as áreas econômicas e sociais, como a seleção de espécies com valor econômico, viabiliza produção energética posterior e todos os outros citados neste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida JR 2017. *Proposta de índice de avaliação de aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 190 pp.

- Amorim AMPB, Cavalheiro TL, Preussler KH, Miekle EC, Cubas SA, Maranhão LT 2018. Eficiência de um sistema piloto utilizando áreas alagadas no pós-tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Curitiba, Curitiba, Paraná, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 23 (3): 535-542.
- Anderson TA, Guthrie EA, Walton BT 1993. Bioremediation in the rhizosphere. *Environ. Sci. Technol.* 27 (13): 2630–2636.
- Barbosa LQ, Bernardes RS, Brito AJ 2015. Propostas de Remediação de Área Degradada por Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de Caso Aterro Jockey Club Brasília, DF, *in: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*: 1-10.
- Barlaz MA, Rooker AP, Kjeldsen P, Gabr MA, Borden RC. 2002. Critical Evaluation of Factors Required To Terminate the Postclosure Monitoring Period at Solid Waste Landfills. *Environmental Science Technology* 36 (16): 3457-3464.
- Barros MJG 2013. *Utilização de Wetlands no Tratamento de Lixiviado de Aterros Sanitários*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 111 pp.
- Bernard C, Colin JR, Anne LDD 1997. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. *Chemosphere*, 35 (11): 2783-2796.
- Bhalla B, Saini M S, Jha M K 2012 Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste (MSW) Landfilling Sites of Ludhiana, India: A Comparative Study. *International Journal of Engineering Research and Applications* 2 (6):732–745.
- Bhatt AH, Karanjekar RV, Altouqi S, Sattler ML, Hossain MS, Chen VP 2017. Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. *Environmental Technology & Innovation* 8 (2017): 1-16.
- Brasil. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União: Brasília*, 02 de agosto de 2010.
- Campos HKT 2018. Como fechamos o segundo maior lixão do mundo. *Revista Brasileira de Planejamento e Orçamento* 8 (2): 204–253.
- Carneiro GA 2002. *Estudo de contaminação do lençol freático sob a área do aterro de lixo do Jockey Club - DF e suas adjacências*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, 123 pp.
- Cempre - Compromisso Empresarial para Reciclagem 2010. *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 3ª Ed. São Paulo: CEMPRE, 243 pp.
- Cempre - Compromisso Empresarial para Reciclagem 2018. *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 4ª edição. São Paulo: 316 pp.
- Christensen TH, Kjeldsen P, Bjerg PL, Jensen DL, Christensen JB, Baun A, Albrechtsen HJ, Heron G 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16 (7–8): 659–718.

- Coutinho HD, Barbosa AR 2007. Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. *Silva Lusitana* 15 (1): 103–117.
- Cunningham SD, Shann JR, Crowley DE, Anderson TA 1997. Phytoremediation of Soil and Water Contaminants. *ACS Symposium Series*. Anais...Washington, DC: American Chemical Society.
- Del Rey, GO 2020. *Metanogênese E Variações Isotópicas Do Carbono Em Ambiente De Deposição De Resíduos Sólidos: O Aterro Controlado Do Jockey Club De Brasília - DF*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, 95 pp.
- Di Iaconi C, Ramadori R, Lopez A 2006. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. *Biochemical Engineering Journal*, 31 (2): 118–124.
- Eggen T, Moeder M, Arukwe A 2010. Municipal landfill leachates: a significant source for new and emerging pollutants. *Science of the Total Environment*, 408 (21), 5147-5157.
- El-fadel M, Findikakis AN, Leckie JO 1997. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management* 50 (1): 1–25.
- Engelmann, PM 2017. *Determinação De Isótopos Estáveis De Carbono E De Parâmetros Físico- Químicos Para Controle De Contaminação Em Águas Superficiais E Subterrâneas Próximas a Um Aterro Sanitário*. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 131 pp.
- Engelmann PM, Santos VHJM, Barbieri CB, Augustin AH, Ketzer JMM, Rodrigues LF 2018. Environmental monitoring of a landfill area through the application of carbon stable isotopes, chemical parameters and multivariate analysis. *Waste Management* 76: 591-605.
- Fasani E, Dalcorso G, Zerminiani A, Ferrarese A, Campostrini P, Furini A 2019. Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. *Environmental Science and Pollution Research* 26 (10): 10057-10069.
- Freire GJM 2009. Análise de municípios mineiros quanto à situação de seus lixões. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 104 pp.
- Gajski G, Orešćanin V, Garaj-vrhovac V 2012. Chemical composition and genotoxicity assessment of sanitary landfill leachate from Rovinj, Croatia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78 (2012): 253–259.
- Gaylarde CC, Bellinaso MDL, Manfio GP 2005. Biorremediação: Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. *Biociência* 34: 36-43.
- Ghosh M, Singh SP 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3: 1-18.
- Ginneken LV, Meers E, Guisson R, Ruttens A, Elst K, Tack FMG, Vangronsveld J, Diels L, Dejonghe W 2007. Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production. *J. Environ. Eng. Landscape Manag* 15: 227- 236, 2007.

- Giordano G, Ferreira JA, Pires JCA, Ritter E, Campos JC, Rosso TCA 2002. Tratamento do chorume do aterro metropolitano de Gramacho. *In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Anais... CD-ROM 28, Cancún, México.
- Glass DJ 1999. *U.S. and international markets for phytoremediation, 1999-2000*. Needham, Mass., D. Glass Associates, 266 pp.
- Granley BA, Truong PN 2012. A changing industry: on-site phytoremediation of landfill leachate using trees and grasses—case studies. *Global Waste Management Symposium* pp. 1-5.
- Habermann M, Gouveia N 2014. Requalificação urbana em áreas contaminadas na cidade de São Paulo. *Estudos avançados* 28 (82): 129–37.
- Jones DL, Williamson KL, Owen AG 2006. Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management* 26 (8): 825–837.
- Justin MZ, Pajk N, Zupanc V, Zupancic M 2010. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: Biomass and growth response. *Waste Management* 30 (6): 1032–1042.
- Kalčíková G, Zagorc-Končan J, Zupančič M, Gotvajn AŽ 2012. Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 87 (9): 1349-1353.
- Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen TH 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4): 297–336.
- Kurscheidt ECS, Cubas AS, Aisse MM, Maranhão LT 2020. Tolerância da *Pistia Stratiotes* e *Eichhornia Crassipes* ao lixiviado gerado em aterro sanitário. *Brazilian Journal of Development* 6 (3): 14909-14926.
- Lanza VCV 2009. *Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos*. Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro, Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro 28 pp.
- Larcher W 1995. *Physiological Plant Ecology*. Springer, Berlin, 506 pp.
- Leite TMC 2005. *Entraves espaciais: brownfields caracterizados por aterros de resíduos sólidos urbanos desativados no município de São Paulo - SP*. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 130 pp.
- Lopes WS, Leite VD, Athayde Jr GB, Silva AS, Sousa MA 2003. Estudo do stripping de amônia em líquido percolado. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Anais... CD-ROM 22, Joinville.
- Luiz MB, Hirata R 2018. Eucalyremediação: Uma Nova Solução Baseada Na Natureza De Limpeza De Aquíferos Urbanos Contaminados. *Águas Subterrâneas*, pp 1–4.

- Mahmud K, Hossain MD, Shams S 2012. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. *Waste Management* 32 (11): 2096-2105.
- Maia LS 2012. *Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterros de resíduos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 177 pp.
- Maia IS, Restrepo JJB, Castilhos AB, Franco, D 2015. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20 (4): 665-675.
- Marcos J, de Alencar S, Borges WR, de França PHP, de Figueiredo Gaudêncio GMDM 2015. Análise de arranjos eletródicos na caracterização da pluma de contaminação do aterro controlado do Jockey Clube de Brasília-DF. In *14th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & EXPOGEF, Rio de Janeiro*, 248-253 pp.
- Mejía PVL, Andreoli FN, Andreoli CV, Serrat BM 2014. Metodologia para seleção de técnica de fitorremediação em áreas contaminadas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 31: 97–104.
- Meuser H 2012. *Soil remediation and rehabilitation: treatment of contaminated and disturbed land*. Springer Science & Business Media Vol. 23.
- Monteiro VED 2003. *Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 232 pp.
- Moody CM, Townsend TG 2017. A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management* 63 (2017): 267–274.
- Motta EFB, Almeida JR, Mahler CF 2019. Monitoramento e cuidados no período pós-fechamento de aterros de resíduos sólidos urbanos. *IX Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e VIII Congresso Brasileiro de Geossintéticos*.
- Nascimento CWA, Xing B 2006. Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola* 63 (3): 299 – 311.
- Oliveira DL, Rocha C, Moreira PC, Moreira SOL 2009. Plantas nativas do cerrado uma alternativa para fitorremediação. *Estudos*, 36 (11/12): 1141–1159.
- Oliveira ZL 2010. *Avaliação do uso da Moringa oleífera Lam para fitorremediação e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 142 pp.
- Pandey VC, Bajpai O 2019. Phytoremediation: from theory toward practice. In: *Phytomanagement of Polluted Sites*. Elsevier, p. 1-49.
- Pandey VC, Bajpai O, Singh N 2016. Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 58-73.

- Pires F, Souza C, Silva A, Procópio S, Ferreira L 2003. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. *Planta daninha* 21 (2): 335-341.
- Ramos NF, Gomes JC, Castilhos Jr AB, Gourdon R 2017. Desenvolvimento de ferramenta para diagnóstico ambiental de lixões de resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 22 (6): 1233-1241.
- Raskin I, Kumar PN, Dushenkov S, Salt DE 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology* 5 (3): 285–290.
- Reis PE, Parizzi MG, MAGALHÃES DM, MOURA ACM 2012. Runoff as a conditionality for floods in Belo Horizonte, MG: case study of sub-basin Córrego do Leitão, basin of the Ribeirão Arrudas. *Geociências* 31 (1): 31-46.
- Renou S, Givaudan JG, Poulain S, Dirassouyan F, Moulin P 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials* 150 (3): 468-493.
- Santos CF, Novak E 2013. Plantas nativas do cerrado e possibilidades em fitorremediação. *Revista de Ciências Ambientais* 7 (1): 67–78.
- Scharff H, Van Zomeren A, Van Der Sloot HA 2011. Landfill sustainability and aftercare completion criteria. *Waste Management & Research* 29 (1): 30-40.
- Schianetz B 1999. *Passivos ambientais: levantamento histórico avaliação da periculosidade e ações de recuperação*. Curitiba: SENAI, 205 pp.
- Silva AC 2002. *Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 126 pp.
- Silva F, Cervieri L 2015. Tratamento de resíduos sólidos: uma grande contribuição para o meio ambiente. *Revista Maiêutica* 3 (1): 41–47.
- Silva JDS, Santos SS, Gomes FGG 2014. A biotecnologia como estratégias de reversão de áreas contaminadas por resíduos sólidos. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* 18 (4): 1361-1370.
- Simonetto EO, Löbler ML 2013. Simulação baseada em System Dynamics para avaliação de cenários sobre geração e disposição de resíduos sólidos urbanos. *Production* 24 (1): 212–224.
- Sisinno CLS 2002. *Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana*. Tese de Doutorado. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 102 pp.
- Souto GDB 2009. *Sanitary landfill leachate in Brazil – evaluation of ammonia nitrogen removal by air stripping process*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 371 pp.

- Stegmann R, Heyer KU, Hupe K, Ritzkowski M 2003. Discussion of criteria for the completion of landfill aftercare. In *Proceedings Sardinia* 3: 6-10.
- Wimmer B, Hrad M, Huber-Humer M, Watzinger A, Wyhlidal S, Reichenauer TG 2013. Stable isotope signatures for characterising the biological stability of landfilled municipal solid waste. *Waste Management* 33 (10): 2083-2090.
- Zalesny JA, Wiese AH, Zalesny RSJr, Sexton B, Hall RB 2008. Sodium and chloride accumulation in leaf, woody, and root tissue of *Populus* after irrigation with landfill leachate. *Environmental Pollution* 155 (1): 72–80.
- Zalesny JA, Zalesny RSJr, Coyle DR, Hall RB 2007. Growth and biomass of *Populus* irrigated with landfill leachate. *Forest Ecology and Management* 248 (3): 143-152.
- Zalesny RSJr, Bauer EO 2007. Selecting and utilizing *Populus* and *Salix* for landfill covers: implications for leachate irrigation. *International journal of phytoremediation* 9 (6): 497-511.
- Zalesny RSJr, Bauer EO, Hall RB, Zalesny JA, Kunzman J, Rog CJ, Riemenschneider DE 2005a. Clonal variation in survival and growth of hybrid poplar and willow in an *in situ* trial on soils heavily contaminated with petroleum hydrocarbons. *Int. J. Phytoremed* 7 (3): 177-197.
- Zalesny RSJr, Riemenschneider DE, Hall RB 2005b. Early rooting of dormant hardwood cuttings of *Populus*: analysis of quantitative genetics and genotype x environment interactions. *Canadian J. Forest Res.* 35: 918–929.
- Žaltauskaitė J, Vaitonyte I 2016. Toxicological assessment of closed municipal solid-waste landfill impact to the environment. *Environmental Research, Engineering and Management*, 72 (4), 8-16.
- Zaneti ICBB 2003. *Educação ambiental, resíduos sólidos urbanos e sustentabilidade. Um estudo de caso sobre o sistema de gestão de porto alegre, RS*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, 176 pp.
- Zhitong Yao Z, Li J, Xie H, Yu C 2012. Review on Remediation Technologies of Soil Contaminated by Heavy Metals. *Procedia Environmental Sciences* 16 (2016): 722–729.

CAPÍTULO 3

ARTIGO 2: REMEDIAÇÃO SUSTENTÁVEL: PROPOSTA FITORREMEIADORA PARA O ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUB, BRASÍLIA – DF.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional acelerado resulta em um padrão de vida predominantemente urbano atingindo atualmente diversos países. O deslocamento da população rural para os grandes centros fomentou uma demanda maior por infraestrutura, tendo em vista a relação direta entre desenvolvimento econômico, produto interno bruto (PIB), modelos de consumo elevado, forte desenvolvimento industrial impulsionado pelos avanços tecnológicos e que em conjunto ocasionam na diversificação da composição dos resíduos produzidos (BIDODE, 1999).

O acentuado uso de recursos naturais desencadeado por processos, que vão desde a transformação desses recursos pela indústria para produção de bens de consumo até o elevado volume de geração de resíduos (GOMES *et al.*, 2014). A intensificação da geração de resíduos sólidos urbanos elevou substancialmente número de áreas de deposição e consequentemente a demanda por tratamentos adequados para esses locais.

Os impactos causados pela disposição final inapropriada de resíduos não se restringem a escala ambiental. O cenário explicita consequências nas esferas sociais e econômicas evidenciando a complexidade e profundidade desses impactos e os desafios rumo a sustentabilidade (BASTOS, 2015). No aspecto ambiental podem ser citados os impactos relacionados à: instabilidade e contaminação do solo (KOELSCH, 2005); contaminação dos recursos hídricos (superficiais e/ou subterrâneos) próximos (KOIDE; BERNARDES, 1998; CARNEIRO, 2002); poluição do ar (DE AZEVEDO, 2015); redução de biodiversidade e aumento da vulnerabilidade de biomas ameaçados (ABREU, 2011; SANTANA, 2007); emissão de gases de efeito estufa - GEE (LOUREIRO, 2019), entre outros.

Os impactos sociais se relacionam com a qualidade de vida das populações próximas, as doenças associadas a proliferação de vetores e no consumo de água contaminada, a exclusão e marginalização social dessas comunidades, a segregação

populacional potencializada pela baixa renda e baixa taxa de escolaridade, altas taxas de mortalidade, desnutrição, baixa expectativa de vida, a ocupação irregular dessas áreas e ainda com escassez ou ausência de infraestrutura básica (BASTOS, 2005; BESEN, 2008; HABERMANN; GOUVEIA 2014)

No aspecto econômico, os impactos geralmente relacionam-se os custos ocasionados e prolongados por disposição de final em locais irregulares (ALVES, 2016); planejamento, implantação, manutenção e posterior monitoramento e remediação destas áreas, e ainda aumento da demanda por mais aterros devido à redução de vida útil dos já existentes e o aumento no volume de resíduos (SILVA et al., 2014); desvalorização imobiliária das regiões adjacentes (RIBEIRO et al., 2014); expansão na demanda e em melhorias nos serviços de coleta/transporte/aterramento de RSU (JACOBI; BESEN, 2011); ausência ou baixa arrecadação na cobrança dos serviços de coleta seletiva aos fabricantes (MARCHI, 2011), entre outros.

O lixiviado e os gases oriundos da degradação da matéria orgânica depositada são os contaminantes de maior impacto ambiental em aterros e vazadouros a céu aberto (ADEOLU *et al.*, 2011; SOUTO, 2008; ALMEIDA, 2017). O lixiviado apresenta grande potencial poluidor, visto que sua percolação nas camadas de resíduos transporta uma grande variedade de poluentes que deveriam ser adequadamente tratados para evitar a contaminação de corpos d'água superficiais e subterrâneos e do solo (MAHMUD et al., 2012; BHATT, 2017). O processo de percolação desse material contribui substancialmente para a propagação de poluentes em locais de disposição final de RSU (DEL REY, 2020).

1.1. Gestão de áreas contaminadas por RSU

É importante frisar que a gestão de áreas contaminadas por RSU, embora seja indispensável, comumente ela é insuficiente para atender à crescente demanda das sociedades atuais (JACOBI; BESEN, 2011). Os depósitos existentes muitas vezes não atendem as demandas ambientais e nem comportam a geração desses resíduos, uma vez que seus subprodutos são nocivos ao meio ambiente e a população, prejudicam a execução de tratamentos posteriores (SIMONETO; LOBLER, 2013).

Promulgada em agosto de 2010, a Lei 12.305 que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), “dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem

como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos” (BRASIL, 2010a). A Lei ainda considera que lixões e aterros controlados são práticas irregulares para disposição final de RSU, e determinou o fechamento desses locais estipulando a substituição destes por aterros sanitários.

O gerenciamento dessas áreas no período pós-encerramento, deve priorizar o monitoramento contínuo de parâmetros de qualidade do solo e a água (superficiais e subterrâneas). Em casos de confirmação da presença de contaminantes em altas concentrações, no solo ou em corpos d'água, em níveis que coloquem em risco a saúde humana e animal, os órgãos competentes devem ser prontamente comunicados para que sejam iniciadas ações de proteção ambiental e à população (ALMEIDA, 2017).

A legislação brasileira no que se refere a contaminação de solo e águas subterrâneas estabeleceu valores orientadores que são referência de qualidade, de prevenção e de intervenção (CETESB, 2005). Esses valores visam mensurar a concentração de substâncias químicas, e tem a finalidade promover o gerenciamento adequado de áreas contaminadas e propor ações de controle e prevenção da contaminação no solo e em águas (superficiais e subterrâneas), proporcionando a devida orientação para o tratamento (CETESB, 2005).

1.2. Remediação de áreas contaminadas por RSU

A reabilitação de locais como lixões e aterros tem que avaliar e considerar toda sua área de influência, priorizando as demandas das comunidades locais e o dimensionamento dos impactos ambientais causados (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005). Nesses locais, as fontes de contaminação que geram maior preocupação são os gases produzidos e o lixiviado. Os gases gerados áreas de disposição final de resíduos sólidos, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) devem ser capturados e conduzidos para queima ou possível reaproveitamento energético.

O lixiviado pode ser descrito como uma matriz complexa, composta por matéria orgânica, metais pesados, poluentes orgânicos e inorgânicos, água da chuva que adentrou nas camadas de resíduos depositadas, com concentrações que variam de acordo com fatores biológicos, químicos ou físicos que ocorrem no local (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Contudo, este material possui determinadas especificidades comuns, como: pH ácido,

elevadas taxas de: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), total de carbono orgânico (TOC), total de sólidos suspensos (TSS), total de sólidos dissolvidos (TDS), componentes de amônia e enxofre, cloretos, sulfatos, poluentes orgânicos recalcitrantes, matéria orgânica dissolvida (DOM), demanda química de oxigênio (DQO) e metais pesados (MOODY; TOWNSEND, 2017).

Os poluentes presentes em sua composição se acumulam nas áreas de depósito, podendo afetar a cadeia alimentar direta ou indiretamente, percolando no solo e atingindo o lençol freático e rios próximos (ALENCAR *et al.*, 2015). Devido à alta toxicidade de seus componentes, o lixiviado pode causar intoxicações, genotoxicidade e conter agentes carcinogênicos (GAJSKI *et al.*, 2012). A presença de determinados contaminantes varia de acordo com cada aterro, entretanto alguns aparecem com maior frequência na bibliografia como alumínio, ferro, zinco, cálcio, cloro, níquel, sódio, cobre, magnésio, manganês, chumbo, entre outros (KJELDSEN *et al.*, 2002; MOODY; TOWNSEND, 2017).

De acordo com alguns autores (ENGELMANN *et al.*, 2018; KJELDSEN *et al.*, 2002; YUEN *et al.*, 2001), a produção de lixiviado é influenciada por fatores, como: clima; regime pluviométrico; temperatura; escoamento superficial; permeabilidade e compactação do tipo de solo; infiltração; evapotranspiração; umidade; modo de operação da área; idade; características, composição e densidade dos resíduos. Depois de formado dentro do aterro, o lixiviado precisa ser drenado e conduzido para um sistema de tratamento, para posteriormente ser lançado em um corpo d'água (CONAMA, 2005).

A contaminação do lençol freático pela percolação do lixiviado do aterro na zona não-saturada do solo foi e ainda é uma preocupação constante e objeto de diversos estudos. De forma geral, lixões e aterros controlados não possuem impermeabilização de suas bases, facilitando a percolação de lixiviado. Os poluentes presentes no lixiviado interagem física e quimicamente com os solos e rochas, sendo acometidos por mecanismos naturais de atenuação dos aquíferos para redução de seus efeitos nocivos (MACFARLANE *et al.*, 1983; CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Todavia, esses mecanismos não comportam o volume e/ou a velocidade de percolação dos poluentes, formando uma pluma de contaminação (ENGELMANN *et al.*, 2018).

A pluma de contaminação é produto do deslocamento dos contaminantes do lixiviado, facilitado pela percolação, e sua velocidade é definida pelo gradiente e pela condutividade hidráulica de cada aquífero (CAVALCANTI, 2013). A circulação vagarosa das águas subterrâneas e das especificidades características de cada meio poroso (onde verifica-se o fluxo da pluma), a contaminação das águas subterrâneas pode revelar-se tardiamente (ENGELMANN, 2017). A delimitação da pluma de contaminação auxilia no dimensionamento dos impactos causados e na elaboração de planos de remediação ambiental compatíveis com a realidade da área.

1.3. Fitorremediação

A fitorremediação trata-se de uma técnica em ascensão na remediação de áreas contaminadas. A técnica incorpora a utilização espécies vegetais e sua microbiota associada para a remediação do solo, aquíferos, corpos d'água superficiais, ar e outros meios contaminados (PIRES *et al.*, 2003a, 2003b; SULMON *et al.*, 2007). Assim sendo, as espécies vegetais fitorremediadoras possuem respostas metabólicas diferenciadas, realizando a neutralização dos contaminantes por meio de estratégias como: fitoextração, fitodegradação, fitoestabilização, fitovolatilização e rizofiltração (SANTOS; NOVAK, 2013). A fitoextração realiza a absorção de poluentes pelas raízes, folhas e caule e é geralmente usada para extração de metais pesados. A fitodegradação realizam a degradação de poluentes, em geral orgânicos, através de enzimas específicas presentes em seu metabolismo. Já a fitoestabilização por meio de suas raízes e microbiota associada (rizosfera) limita e/ou reduz a disponibilidade do poluente (orgânicos e inorgânicos) no solo. A fitovolatilização realiza a conversão de poluentes a compostos voláteis, liberando-os na atmosfera. E por último, a rizoestabilização, que através da rizosfera realiza a absorção de contaminantes.

As espécies vegetais que são foco dessa técnica possuem especificidades bem determinadas, como boa capacidade de absorção, taxas de crescimento elevadas, sistema radicular profundo, microbiota associada, fácil manejo e ainda alta resistência a contaminantes (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Para se desenvolver e crescer, as plantas precisam de elementos químicos chamados essenciais, sendo nitrogênio, fósforo, cálcio, potássio, magnésio e enxofre como

macronutrientes e cobre, ferro, manganês, boro, molibdênio, zinco como micronutrientes (OLIVEIRA *et al.*, 2009). Todos esses elementos estão presentes no lixiviado proveniente da decomposição de RSU e que pode ser contido e/ou tratado no processo de fitorremediação (DINARDI *et al.*, 2003; RENOVA *et al.*, 2008). Esse processo aplica-se inúmeros tipos de contaminantes como metais pesados, pesticidas, herbicidas, solventes, hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros (USEPA, 2005).

As espécies vegetais possuem um sistema altamente complexo no nível abaixo da terra, onde ocorrem processos importantes de depuração (TODD, 2013). É neste nível também que acontecem interações com microrganismo que facilitam a adaptação dessas plantas aos solos, mesmo em condições desfavoráveis, como solos ácidos, pobres em nutrientes, salinos ou ainda contaminados (TAVARES, 2009). Também é nesta mesma região que as plantas extraem os nutrientes necessários para seu desenvolvimento, do mesmo modo ocorre a interação com os poluentes. O excesso de nutrientes presente em materiais como o lixiviado, pode ser favorável para algumas espécies, tendo em vista que os microrganismos associados promovem a quebra ou transformação destes poluentes para facilitar absorção destes pelas plantas (COSTA, 2019).

Após se estabelecerem, as espécies vegetais carecem de pouca manutenção, favorecendo a área esteticamente e ainda reduzindo os custos de implementação (BURKEN, 2002). Somado a isto, a policultura aplicada na fitorremediação proporciona benefícios visto que fomenta o desenvolvimento de microbiota diversificada, enriquecendo o solo e ampliando os tipos de contaminantes passíveis de serem tratados (ZHU *et al.*, 2010). Embora estes sistemas careçam de pouca manutenção, não devem ser negligenciados. Para que atingir seu aproveitamento máximo, a operação e manutenção devem ser constantes até seu total estabelecimento.

Em aterros, a recomposição vegetal nos taludes auxilia na cobertura do solo, pois as plantas tendem a reter água e conseqüentemente alguns poluentes, evitando o escoamento superficial assim como a percolação de lixiviado (TENÓRIO, 1970). Somado a isto, promove também a estabilização destas estruturas, controlando os processos erosivos e servindo de barreira de contenção de contaminantes (URBANSKA, 2004).

Em áreas contaminadas por RSU, possibilita ainda benefícios econômicos múltiplos, dado que: sua implementação e manutenção é de baixo custo; a vegetação formada captura dióxido de carbono viabilizando a negociação de créditos de carbono (CORREIA *et al.*, 2008); possibilita o reaproveitamento de metais com valor econômico retidos na biomassa vegetal através da fitominação (MEDEIROS, 2015); promove a valorização imobiliária das regiões adjacentes (PERS, 2013) e ao final do processo, a matéria vegetal pode ser utilizada como biocombustível para produção energética (MORENO, 2008).

O uso de locais inadequados para disposição final de RSU, sem as devidas precauções ambientais, tendem a apresentar contaminação difusa na superfície dos solos, que ao penetrar nas zonas não-saturadas, podem atingir a zona capilar e a zona saturada até as águas subterrâneas (). A zona não-saturada, é alcançada pela raiz das espécies vegetais, onde ocorre o desenvolvimento e captação de nutrientes das plantas e que por meio da evapotranspiração, mobiliza a água disponível nessa camada para atmosfera, auxiliando na contenção da percolação de poluentes (BURBARELLI, 2004; SOARES, 2005).

A comunidade acadêmica evidenciou a contribuição significativa de metodologias de atenuação natural, categoria na qual a fitorremediação está inserida, na contenção de plumas de contaminação em solos e águas subterrâneas (GLASS, 1998; TAVARES, 2009).

A estratégia fitorremediadora a ser aplicada é definida em concordância com as particularidades de cada local, sendo altamente adaptável, desde a escolha das espécies a serem usadas, as condições climáticas, ao volume e ao tipo de contaminação (MEDEIROS, 2015). Nesse sentido, a técnica favorece a valorização da paisagem e ainda cumpre uma função ecológica importante estimulando a recuperação do ecossistema local (). Além do tratamento da área contaminada, a fitorremediação auxilia na retenção de águas pluviais com a redução da pressão nos sistemas de drenagem (MENDES, 2018).

Dentro desse contexto, a fitorremediação apresenta-se como uma alternativa compatível com refuncionalização de áreas contaminadas por RSU, possibilitando a criação em espaços públicos, proporcionando locais de convívio e lazer para a comunidade local, atenuação da temperatura, valorização estética e preservação à biodiversidade (MAHLER; MATTA; TAVARES, 2007). No cenário brasileiro, as condições climáticas são muito

favoráveis à técnica, em especial o Cerrado. Haridasan (1994) explicita que o bioma que possui um enorme potencial de espécies fitorremediadoras, alta biodiversidade, diversidade de espécies vegetais resistentes e adaptadas a condições edafoclimáticas desfavoráveis, solos empobrecidos, ácidos, com presença de elementos que em grandes concentrações são tóxicos a outras plantas (como o alumínio), resistência à longos períodos de estiagem (SANTOS; NOVAK, 2013; CHAVES, 2001). Essas plantas desenvolveram estratégias ecofisiológicas que auxiliam em seu estabelecimento e sobrevivência (LAMEGO; VIDAL, 2007). O Quadro 4 apresenta algumas espécies nativas do Cerrado relatadas em bibliografia para fitorremediação.

Quadro 4 - Principais contaminantes e espécies vegetais nativas do Cerrado fitorremediadoras.

Espécie	Contaminante	Autores
<i>Dipteryx alata</i>	Fósforo	Freitas 2013
<i>Cedrela fissilis</i>	Cobre	Caires et al., 2011
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	Manganês, Cobre, Cromo, Níquel e Chumbo	Silva, 2007 Silva, T. J. et al., 2019
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Cobre	Silva, 2007
<i>Galianthe grandifolia</i>	Cádmio	Judkevich et al., 2017

1.4. Área de Estudo

1.4.1. Contextualização e localização

Dentro desse cenário alarmante, encontra-se o antigo Aterro Controlado do Jockey Club, considerado o maior lixão a céu aberto da América Latina e o segundo do mundo (BBC, 2016) descomissionado em janeiro de 2018. Atualmente, dentro da área do aterro, funciona a Unidade de Recebimento de Entulhos (URE), que recebe exclusivamente apenas resíduos provenientes da construção civil e podas.

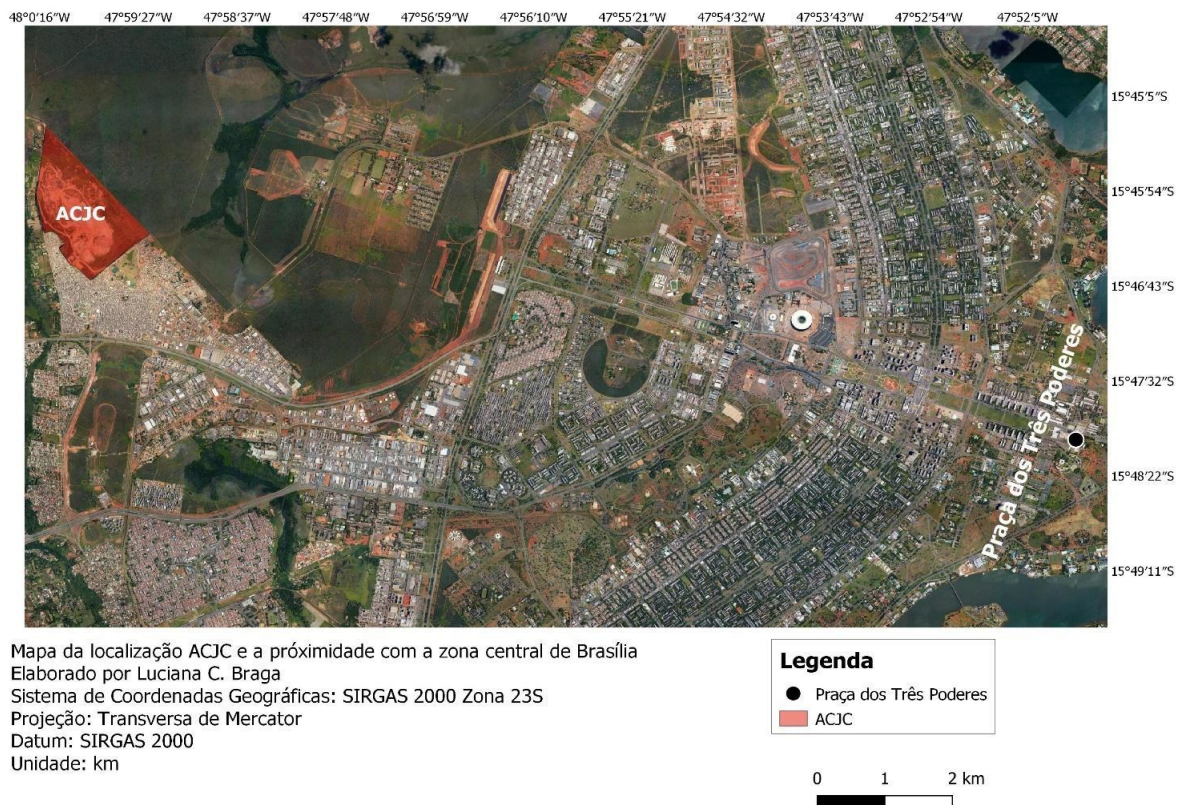
Localizado na região centro-oeste do DF, entre o Plano Piloto e Taguatinga, o antigo aterro situa-se a 19 km da Esplanada dos Ministérios, um dos principais pontos turísticos de Brasília e centro de decisões políticas. O local faz divisa com o Parque Nacional de Brasília (PNB), uma importante área de preservação ambiental do bioma Cerrado e famoso

ponto turístico, conhecido como Parque da Água Mineral. O PNB é uma parcela da Reserva da Biosfera do Cerrado que visa a conservação dos recursos naturais e promove a implementação de estudos de preservação do bioma (CONDÉ, 1998).

Em atividade desde o início da década de 60, recebeu por mais de 50 anos os resíduos sólidos urbanos gerados na Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (RIDE). A RIDE é composta por municípios do Distrito Federal e municípios de Goiás e Minas Gerais, totalizando 34 cidades e uma população de mais de 4,4 milhões de pessoas (IBGE, 2018). No auge de suas atividades operacionais, o ACJC recebeu cerca de 40 milhões de toneladas de resíduos aterrados (CAMPOS, 2018; SLU, 2018; TEIXEIRA, 2018).

Possui uma área de aproximadamente duzentos hectares, com formato trapezoidal, foi classificado como aterro controlado, porém operou como vazadouro a céu aberto durante boa parte de sua vida útil (CAVALCANTI, 2013). Na Figura 25 a área de estudo pode ser observada. A área do ACJC é caracterizada como um divisor hidrográfico, a oeste da bacia do córrego Cabeceira do Valo e a sudeste o córrego do Acampamento.

Figura 25 - Mapa de localização do ACJC, em Brasília - DF.



Além do enorme passivo ambiental, na região sul do aterro surgiu a segunda maior invasão do DF, atualmente regularizada, a Cidade Estrutural. A ocupação iniciou-se em uma parcela de terra ao sul do local, área que inclusive já fez parte do aterro (CAVALCANTI *et al.*, 2014). A Chácara Santa Luzia é uma ocupação irregular que se estabeleceu na da ARIE da Vila Estrutural, região sudeste do aterro, entre a Cidade Estrutural e o Parque Nacional. Por se tratar de um assentamento irregular, o local não possui saneamento básico, instalações elétricas, pavimentação, contaminação do solo, construções precárias e sem planejamento (MIRANDA, 2016).

Existe ainda uma área ocupada por chácaras entre o Córrego Cabeceira do Valo e o ACJC. No local, existem chácaras produtoras de hortifrutigranjeiros e atividade de piscicultura (GREENTEC, 2012). Por não possuir infraestrutura, o abastecimento de água inicialmente era por meio de poços construídos de forma manual ou da captação de água do córrego. Dados divulgados em 2012, apontaram que cerca de 35% das chácaras

recebiam abastecimento de água oriundo da rede geral, ao passo que 53% ainda utilizavam água captada por poços (GREENTEC, 2012).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do presente trabalho se baseia em dois dos processos de base do gerenciamento de áreas degradadas: identificação e o processo de remediação. O processo de identificação de áreas contaminadas propõe-se reconhecer uma área contaminada, organizado em etapas que contribuem na elaboração do projeto a ser implantado, sendo: delimitação da área de interesse; avaliação preliminar da contaminação e análise confirmatória. Na fase posterior é definida o processo de remediação, focada na proposição e adoção de medidas corretivas para mitigação e recuperação local, oportunizando a refuncionalização, também é dividida em etapas como: investigação detalhada; avaliação de risco; projeto de remediação (CETESB, 2001).

Diante do exposto nestas etapas, a proposta do plano de remediação para a área escolhida e o planejamento da mesma resulta na alteração na forma de uso precedente da área; mitigação ou remoção dos poluentes a fim de extinguir o risco; remoção e/ou redução da concentração dos poluentes para minimizar e/ou conter os riscos (CETESB, 2001).

2.1. Fluxo da contaminação

Compreende uma área de aproximadamente duzentos hectares, possui forma trapezoidal com vértice no topo (Cavalcanti *et al.*, 2014). Localizado na Depressão do Paranoá, com predominância de latossolo vermelho escuro, com alta porosidade e permeabilidade (TERRACAP, 2003). Classificado como aterro controlado, porém operou como vazadouro a céu aberto durante boa parte de sua vida útil (CAVALCANTI, 2013), sem as devidas medidas de controle ambiental. O que reforça a contaminação de lixiviado nas zonas saturadas e não saturada. Os gases provenientes da decomposição dos resíduos no aterro são captados e queimados por um sistema de drenos. São aproximadamente 149 drenos em diversos pontos da área, os quais são responsáveis pela captação e queima de metano de acordo com o relatório do SLU. Também ocorrem vazamentos de gás em diversos pontos da área e nem todos os queimadores funcionam

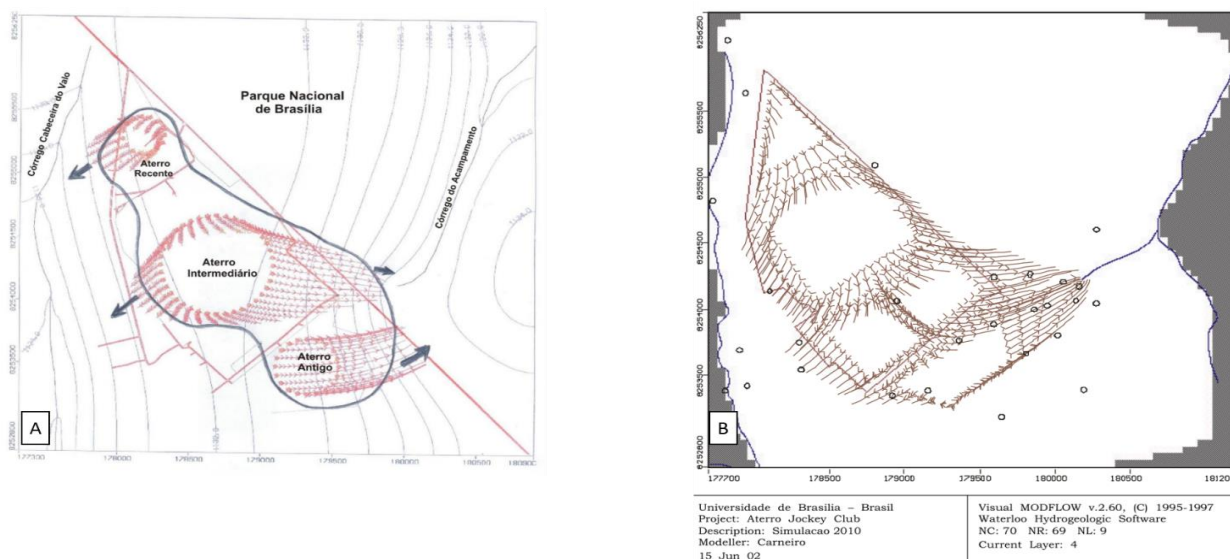
Santos (1996), realizou análises em amostras retiradas de poços instalados em alguns pontos dentro e fora do ACJC, com profundidades distintas. O estudo demonstrou a presença de contaminação na zona não saturada do solo por lixiviado do ACJC. Isto porque, a caracterização de amostras de material proveniente do lençol freático apresentou composição semelhante as amostras retiradas de dentro do aterro e nem menores profundidades. Pouco tempo depois, Koide e Bernardes (1998) reafirmaram a contaminação por chumbo (oriundo do maciço) no lençol freático sob a área do aterro. Ainda no estudo, ainda enfatizou os riscos da percolação acelerada de contaminantes tanto nos córregos presente nas regiões adjacentes quanto no lençol freático.

Junqueira (2000), verificou a concentração elevada de poluentes no lixiviado e ainda sugeriu a possibilidade da existência de mais de um caminho preferencial da percolação, para isto sugeriu o monitoramento por um período maior do lençol e a evolução dos contaminantes, de acordo com os limites de qualidade da água (JUNQUEIRA, 2000).

Embasado nos dados hidroquímicos provenientes dos trabalhos de Araújo (1996), Franco (1996), Koide et al (1999) e Abreu (2001), Campos (2007) estipulou os limites da pluma de contaminação e elaborou de modelos de desenvolvimento da mesma dentro do ACJC e para as regiões adjacentes para o período de 1996 à 2007.

O estudo realizado por Carneiro (2002) analisou o lençol freático abaixo do aterro e com base no fluxo subterrâneo produziu modelos matemáticos para simular o deslocamento da pluma de contaminação e seu direcionamento, com projeções para os anos de 2010, 2030 e 2050 na área do ACJC, comprovando o que foi sugerido por um estudo realizado por Carneiro (2002) produziu modelos matemáticos para simular o direcionamento do fluxo subterrâneo de contaminantes (com projeções para os anos de 2010, 2030 e 2050) na área, comprovando o que foi sugerido por Araújo (1996), apontando duas tendências preferenciais da pluma de contaminação: uma em direção ao Parque Nacional de Brasília; e outra em direção ao córrego Cabeceira do Valo. A Figura 26 apresenta a síntese dos resultados para o direcionamento da pluma de contaminação realizada para os anos de 2007 e 2010.

Figura 26 - Modelagem do direcionamento da pluma de contaminação na área do ACJC.

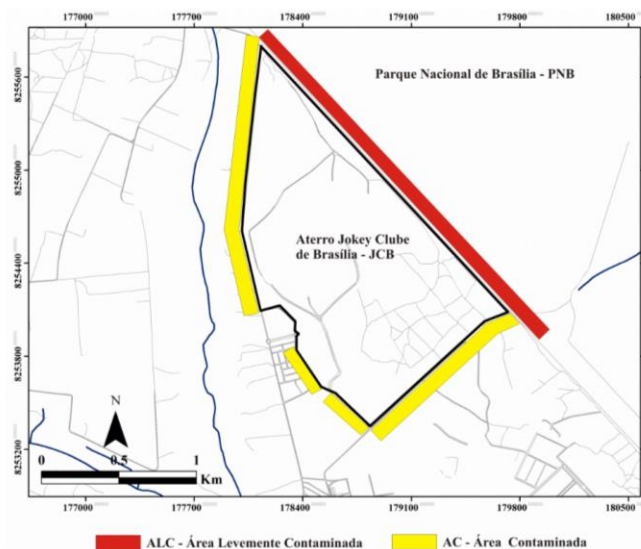


Fonte: A) CAMPOS (2007); B) CARNEIRO (2002).

Stollberg *et al.* (2011) observou análises de qualidade da água de 13 poços de monitoramento instalados, com profundidades entre 8 a 15 metros. A partir dessas análises foi possível verificar o nível freático nas épocas de estiagem, que é em média de 7,5 metros de profundidade, teor de amônia e pH nos poços presente em áreas contaminados.

Em seu estudo, Cavalcanti (2013) observou através de análises de perfil topográfico e métodos geolétricos para caracterizar as áreas contaminadas ao redor do ACJC, com análises eletorrestividade em sessões do solo em todo o redor da área. Aas duas tendências preferenciais de escoamento de fluxo de contaminantes: uma em direção ao córrego Cabeceira do Valo (Oeste) e outra em direção ao Parque Nacional (leste), conforme o observado na Figura 27. No sentido oeste, foi observada uma declividade maior, fazendo com que o fluxo subterrâneo direcionasse a pluma de contaminação preferencialmente nesta direção. Posteriormente, o mesmo autor, agora com ajuda de outros colaboradores (CAVALCANTI *et al.*, 2014), realizou um levantamento geofísico, através do método da eletrorresistividade, para investigar o comportamento da pluma de contaminação no ACJC. Verificou que o fluxo subterrâneo da pluma de contaminantes era preferencial para oeste e sudeste, o que já tinha sido observado no estudo anterior e foi reafirmado neste, com aplicação de outras técnicas.

Figura 27 - Caracterização do ACJC em áreas contaminadas e áreas levemente contaminadas.



Fonte: CAVALCANTI (2003)

Contudo, outros impactos ambientais relacionados a distribuição da contaminação no aterro e nas regiões vizinhas foram objetos de estudo ao longo dos anos. Um deles abordou como a deposição dos resíduos pode influenciar na fitossociologia de espécies arbóreas do Cerrado, dentro da área referente ao Parque Nacional (SANTANA, 2007). O estudo apontou alterações significativas na distribuição de espécies nativas no PNB devido ao aumento da concentração de poluentes, o que ocasionou na contaminação de solo e da água subterrânea e influenciando também no estabelecimento de espécies exóticas e invasoras. Dois anos depois, em 2009, o mesmo autor em um trabalho de colaboração, confirmou a influência dos resíduos na distribuição das espécies arbóreas nativas do Cerrado (SANTANA; IMAÑA-ENCINAS, 2009).

Machado (2018) procurou avaliar como uma espécie vegetal exótica, a *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. obteve sucesso em seu estabelecimento dentro do PNB. A espécie em questão está presente em áreas altamente degradadas e compete com a vegetação nativa, obtendo maior sucesso na obtenção de recursos, causando perda de diversidade nativa do Cerrado. O estudo indica que o foco primário de dispersão dessa espécie invasora é da área do aterro, pois está presente em toda a zona de divisa com PNB e possui indivíduos adultos dentro do ACJC. Além do aspecto de flora, o autor discute como

deposição resíduos serve de atrativo para animais como urubus, cães, ratos e carcarás, gerando desequilíbrio na cadeia alimentar na fauna do PNB (MACHADO, 2018).

Em síntese, os poços e cacimbas existentes no ACJC e áreas adjacentes, foram analisados por métodos químicos e geofísicos, por Araújo (1996), Franco (1996), Pereira *et al.* (1997), Carneiro (2002) e Cavalcanti *et al.* (2014) indicaram os possíveis cenários da contaminação das águas subterrâneas e três vias preferenciais da pluma de contaminação:

- Na direção oeste, com maior tendência no sentido ao Córrego Cabeceira do Valo, devido a pluma de contaminação ser influenciada pelo fluxo subterrâneo e os baixos valores de resistividade bem como pela topografia local, que é mais íngreme nesta direção;
- Na direção sul, para a antiga área de deposição de resíduos e à Cidade Estrutural. Esta tendência expõe a percolação de lixiviado das novas valas sob as camadas mais antigas;
- Na direção sudeste, com menor intensidade no sentido à cabeceira do Córrego do Acampamento dentro do PNB, sendo a topografia neste sentido menos íngreme.

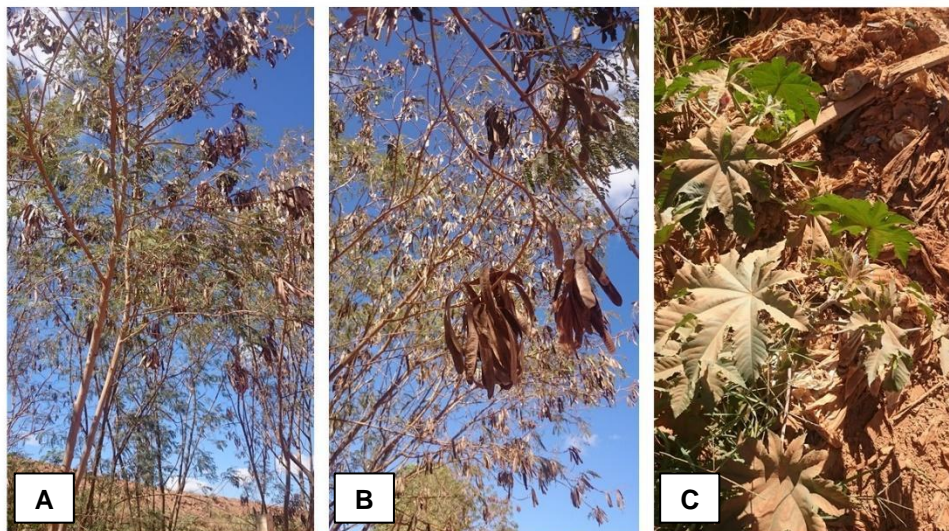
Salienta-se que nos meses de maior precipitação pluviométrica, a percolação do lixiviado aumenta, indicando a alta permeabilidade do solo da região evidenciada por meio de análises químicas de águas subterrâneas de poços monitoramento (ARAÚJO, 1996). Vale ressaltar que no mesmo período, ocorre a elevação do nível freático, alterando a tendência preferencial do mesmo e conseqüentemente o direcionamento da pluma de contaminação em direção ao PNB (NISUYAMA, 2019).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Proposta de fitorremediação para o ACJC

Conforme observado nas visitas ao local, foram observadas algumas espécies vegetais com relativo sucesso em seu estabelecimento, principalmente nas regiões em torno do talude. São elas: *Leucaena leucocephala*, *Eucalyptus sp* e *Ricinus communis L.* Estas espécies podem ser observadas nas fotos tiradas na porção sudoeste do ACJC na Figura 28.

Figura 28 - Fotografias das espécies vegetais: A e B são *Leucaena leucocephala* e C trata-se da espécie *Ricinus communis*, encontradas na área do ACJC.



Fonte: Acervo pessoal da autora.

Alguns estudos já relataram a presença dessas espécies em áreas de aterro, bem como a eficiência das espécies na remediação de áreas contaminadas com diferentes tipos de contaminantes (FAUSTINO *et al.*, 2020; MOREIRA, 2006; ZEITOUNI *et al.*, 2007; CHAVES *et al.*, 2010; SCHNEIDER *et al.*, 2013; CHAN *et al.*, 1998). Estas plantas, de forma geral, estão associadas a ocupação humana, dificultando a definição exata do período de introdução dessas espécies nos diversos locais que se estabelecem. Todas as três espécies citadas são consideradas espécies exóticas e invasoras (EEI) e são consideradas de alto risco a biodiversidade caso não sejam devidamente manejadas. As chamadas EEI, foram introduzidas em diversos países para produção agrícola ou como plantas ornamentais. Essas espécies interferem no funcionamento das dinâmicas naturais dos ecossistemas invadidos, principalmente pelo fato de serem competidoras efetivas contra as nativas do bioma na qual são introduzidas (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992).

- *Leucaena leucocephala*

Trata-se de uma espécie de leguminosa originária do México, comportamento perene, de crescimento rápido e adaptada a climas tropicais e regiões secas (BREWBAKER, 1978). No Brasil. É considerada EEI, devido ao seu rápido estabelecimento em áreas degradadas e a associações simbióticas que lhe oferecem vantagens na extração de

recursos em relação as espécies nativas (COSTA; DURINGAN, 2010). Possui alta capacidade regenerativa, mesmo após cortes sucessivos, esse fator enfatiza seu caráter invasor.

A relação simbiótica da espécie com bactérias do gênero *Rhizobium*, dispensa a adubação nitrogenada devido à alta eficiência na fixação de nitrogênio da relação (COSTA; DURINGAN, 2010). Estudos apontam que a relação simbiótica pode resultar na fixação de 500 a 600 kg/ha.ano⁻¹ de nitrogênio. Trata-se de uma leguminosa versátil, com diversos usos nos sistemas agroflorestais, com alta qualidade de forragem, rápido crescimento e capacidade de rebrota (BREWBAKER; SORENSON, 1994). Utilizada na recuperação de área contaminadas por cobre, a espécie apresentou sucesso de estabelecimento, como taxas de 100% de sobrevivência e indivíduos com até 2,9 metros de altura ().

A população de *Leucaena leucocephala* acompanha toda a região limítrofe do aterro, inclusive próxima ao PNB. Além disso, ao redor da Lagoa de recirculação, inúmeros indivíduos formam uma espécie de cinturão (GREENTEC, 2012).

- *Eucalyptus sp*

Conhecida popularmente como eucalipto, é uma espécie originária da Austrália, adaptada a quase todos os tipos de clima, com alta relevância econômica devido a sua alta taxa de produtividade. Muito utilizada, no Brasil e no mundo, em sistemas agropastoris e para produção de celulose, lenha, carvão, papel, produção de móveis e afins (BERTELLI, 2009; MOTTA, 2010). Também considerada uma EEI, seu manejo adequado é essencial para proteção da biodiversidade.

Encontra em toda a região limítrofe do aterro, não há relatos exatos sobre o período de introdução desta espécie na área. Entretanto, por estar presente nas margens, especulasse que a introdução se deu para a implantação do se conhece como “cortina verde”, prática utilizada para “esconder” áreas de aterros e lixões, e ainda promover melhora nos odores nas regiões adjacentes.

- *Ricinus communis L*

Popularmente conhecida como mamona, a *Ricinus communis L* é uma espécie arbustiva, originária do continente africano, com alto poder de dispersão e fácil estabelecimento, sendo também tratada no Brasil como uma EEI. Seu cultivo está ligado ao óleo retirado da espécie, que possui usos diversos.

Fagg (2011) sugere diferentes modelos para a recuperação de uma área degradada, sendo o modelo sucessional proposto neste trabalho. No processo de sucessão natural, espécies pioneiras que promovem a cobertura do solo, se estabelecendo, em razão da abundância de recursos, boa capacidade de dispersão e fecundidade bem como crescimento rápido, caracterizado pela presença de espécies herbáceas e de gramíneas, simulando a sucessão natural. O autor ainda propõe que no modelo sucessional, as espécies vegetais utilizadas sejam empregadas de forma variada, em módulos ou linhas, sendo recomendado para tratamento de áreas com grandes dimensões como o ACJC. As formas de introdução das espécies vegetais podem ser:

- a) Condução da regeneração natural - espera-se que vegetação natural da área sozinha e conduza a regeneração sem com que medidas de intervenção sejam conduzidas;
- b) Plantio de mudas/semearia – como medida de intervenção, realiza-se o plantio *in situ* de mudas, plantas já desenvolvidas ou aplica-se o método de semearia, espalhando sementes pela área. A semearia direta, apesar mais barata, pode ser influenciada pela necessidade de utilização de abrasivos e métodos similares para quebra de dormência da semente de algumas espécies. No plantio de mudas, leva-se em consideração o espaçamento ideal entre as plantas e a área total a ser plantada, resultando no número ideal de plantas por metro quadrado.
- c) Técnicas mistas - Combinação das formas anteriores.

Para o plantio, calcula-se a área que a planta ocupa no solo. Sendo assim, considera-se o espaçamento recomendado para cada espécie e a área a ser plantada, em hectare. No Brasil, as variações de espaçamento são muito variadas, relacionadas, em geral, às condições climatológicas e do solo.

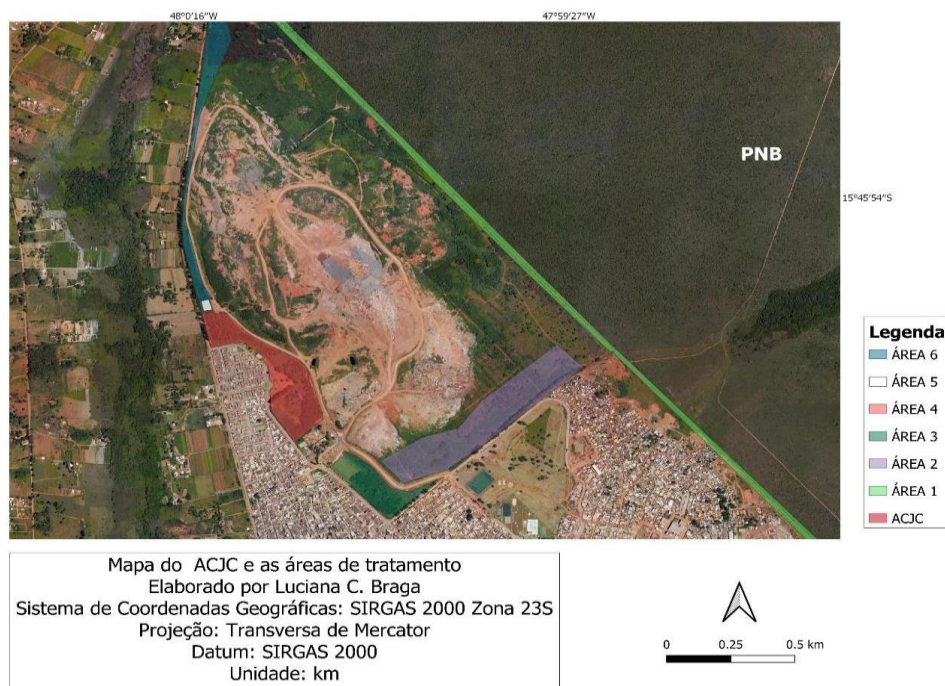
É sabido a alta pressão exercida por EEI, ainda mais em biomas ameaçados. Entretanto, quando utilizadas e manejadas adequadamente e com a premissa de sucessão

vegetal, podem ser fortes aliadas no processo de remediação. Para a implantação de qualquer método de plantio carece a adoção de medidas que antecedem o processo, sendo:

- Isolamento da área de plantio, evitando a interferência ocasionada pelo acesso de pessoas e pela presença predadores;
- Preparo da área a ser plantada. Devido à alta compactação do solo a preparação do solo necessita de subsolagem, aração, fertilização (húmus, terra preta e afins) e preparação das covas de plantio.
- Seleção das mudas a partir da caracterização dos principais contaminantes presentes na área;
- As espécies nativas introduzidas devem ser selecionadas plantas características das regiões entorno da área ou do bioma.

O modelo proposto, considera as tendências preferenciais da pluma de contaminação expostas no item anterior e as vulnerabilidades das áreas vizinhas a cada recomendação. Para essa proposta, o ACJC foi dividido em parcelas de tratamento, numeradas de 1 a 6, com diferentes tipologias para construção de uma infraestrutura verde. As parcelas do modelo estão ilustradas na Figura 29.

Figura 29 - Delimitação de cada área de tratamento no ACJC.



A EMBRAPA recomenda um espaçamento de 1,0m x 1,0m para a espécie *Ricinus communis* (EMBRAPA, 2007). Para o plantio do eucalipto, o espaçamento recomendado é maior, ditado pelas necessidades de desenvolvimento inicial da espécie. Então, recomenda-se o espaçamento mínimo de 3,0m x 1,5m de acordo com a finalidade da produção (lenha, celulose, madeira). Em seu desenvolvimento inicial, apresenta maior sensibilidade na competição por recursos, sendo necessária constante roçagem e capinagem por pelo menos um ano (EMBRAPA, 2000). Para a espécie *Leucaena leucocephala* recomenda-se o espaçamento de 2,0 m x 2,0 m.

Em toda porção leste, recomenda-se a retirada de todas as espécies de *Leucaena* e de *Eucalyptus* e o plantio em linha de mudas nativas do Cerrado em diferentes estágios de sucessão. Tendo em vista o desenvolvimento intenso das raízes das espécies do bioma, recomenda-se um espaçamento de mínimo de 1,5 m x 1,5 m, em aproximadamente uma área de 2 km de extensão e 0,07 km de largura, totalizando 0,14 km², resultando em aproximadamente 62 plantas por hectare. Outros fatores relevantes na seleção das espécies plantadas são as distintas características ecológicas entre as espécies, que quando plantadas em associação garantem suas funções essenciais e complementam as outras dentro do sistema, e ainda promove diversidade florística e genética do sistema

(PINHEIRO *et al.*, 2009). A recomendação está ilustrada na figura 4.6 e destacada como Área 2. As espécies sugeridas para o sistema são: *Dipteryx alata*; *Enterolobium contortisiliquum*; *Copaifera L*; *Cedrela fissilis* e *Echinochloa polystachya*. Essas espécies aparecem na bibliografia como espécies com grande potencial fitorremediador (SANTOS; NOVAK, 2013; BIAZÃO, 2012; SILVA, 2007).

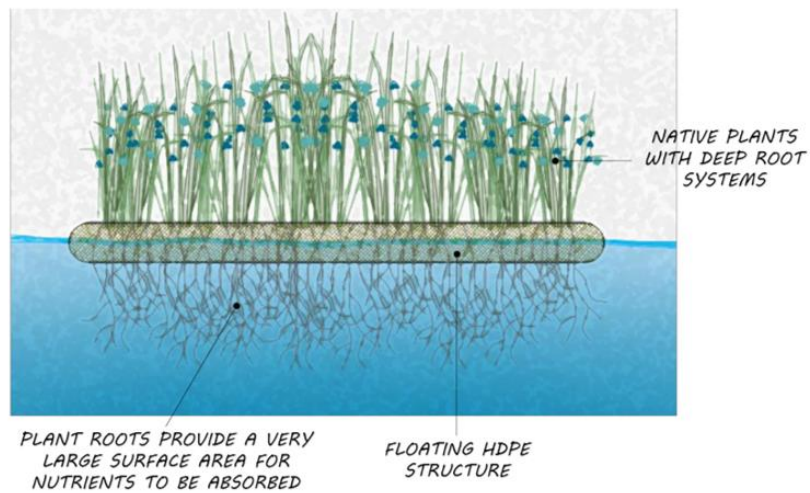
Para recomposição vegetal nos taludes, recomenda-se a inserção de gramíneas nativas nas porções a leste e a oeste de toda a área em torno do maciço, isto porque essas espécies auxiliam na retenção de água evitando a percolação e o escoamento superficial. Ao mesmo tempo, promove a estabilização dos taludes e controle dos processos erosivos.

Na Lagoa de Recirculação, indicada na Figura 30 e na Figura 31, para a Área 5 de tratamento, recomenda-se a introdução de espécies de macrófitas, no sistema de ilhas flutuantes pode auxiliar nos processos de degradação do lixiviado contido e recirculado. Trata-se de estruturas flutuantes com espécies vegetais plantadas, sob a camada mais superficial da lagoa, deixando a rizosfera submersa (MENDES, 2018). As espécies sugeridas são *Typha domingensis* Pers., *Pistia stratiotes* (alface-da-água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé).

Figura 30 - Mapa de localização da Lagoa de Recirculação e uma foto do local.



Figura 31 - Exemplificação de uma ilha flutuante.



Fonte: MENDES e PINA (2017)

Na porção sudoeste, ao redor da Lagoa de recirculação, recomenda-se o plantio das espécies, em blocos, das EEI já estabelecidas, sendo *Leucaena leucocephala* e *Ricinus – communis* nas proximidades da Lagoa, para contenção dos contaminantes provenientes do

local de retenção e evitando exposição das espécies nativas às invasoras. A recomendação está ilustrada na Figura 32 e denominadas de área 6 com aproximadamente 0,5 km² e área 7 com 0,3 km², totalizando 0,8 km². Como mencionado anteriormente, o espaçamento para mamona é 1,0 m x 1,0 m e para a *Leucaena* 2,0 m x 2,0 m. Estima-se 150 plantas por metro quadrado, em plantio misto. Para tal, deve-se manter o manejo adequado, com a retirada dessas espécies após determinado tempo de crescimento e replantio, até que os níveis de poluentes estejam dentro dos limites permitidos pela legislação. Todavia, a retirada dessas espécies pode ocorrer logo após o estabelecimento do sistema de remediação (FELFILI *et al.*, 2005).

Figura 32 - Delimitação da área para plantio de *Leucaena leucocephala* e *Ricinus communis*.



Para o eucalipto, a recomendação se aplica em toda a região oeste e sul do ACJC em linha, evitando a área de limite com o PNB. A região ao sul mede cerca 0,6km de extensão, totalizando uma área de aproximadamente 0,14 km², conforme esquematização na Figura 33. Visto que, além da prática de cortina verde, a espécie possui potencial fitorremediador e ainda pode fornecer benefícios econômicos com seu manejo. O plantio resultaria em 31 plantas por metro quadrado. Salienta-se que as áreas mais próximas ao PNB não devem receber este plantio.

Figura 33 - Delimitação da área para plantio de *Eucalyptus sp.*



Recomenda-se ainda, a construção de outra lagoa e melhora no sistema de coleta e redirecionamento do lixiviado. A nova lagoa teria a função de evitar o transbordo do volume acumulado em épocas de maior índice de pluviosidade, conduziria maior volume de lixiviado para o adequado tratamento reduzindo a disponibilidades deste para percolação nas camadas mais internas do solo e posterior contaminação de águas subterrâneas.

Por último, sugere-se a construção de uma outra lagoa para receber o fluxo de águas pluviais. Esta estrutura serve para reter e/ou redirecionar o escoamento superficial no local, evitando a percolação e o carreamento de poluentes pela superfície do aterro. Para isto, é necessário a criação de um sistema de captação de águas pluviais no local.

3.2. Manutenção e monitoramento

No período inicial do tratamento, é fundamental que a manutenção e o monitoramento sejam constantes. Isto porque, o desenvolvimento inicial e o estabelecimento das espécies vegetais podem apresentar indícios de alerta e expor a necessidade de modificações em particularidades do plano de tratamento adotado. Os alertas, em geral podem ter relação com:

- A saúde das plantas: baixo crescimento, folhas amareladas ou esbranquiçadas, desenvolvimento da raiz reduzido e afins. Esses indícios mostram uma possível tendência de: alta toxicidade do meio, estresse hídrico, escassez de nutrientes, excesso de exposição solar, presença de predadores (pragas) e estabelecimento da microbiota associada prejudicado.
- EEI: o emprego de espécies consideradas EEI nos estágios iniciais dos sistemas de remediação demanda um contínuo plano de monitoramento acerca da dispersão dessas espécies, sendo fundamental para a eficácia na aplicação do tratamento.
- Escolha das espécies: para o funcionamento ideal do sistema proposto, as espécies utilizadas devem possuir as especificidades que a fitorremediação necessita, como: sistema radicular denso e profundo, microbiota associada, alta tolerância a poluentes e afins.

4. CONCLUSÃO

O presente trabalho se propôs a estudar a contaminação ocasionada pela deposição inadequada de resíduos e criar um modelo de remediação sustentável, direcionado ao Aterro Controlado do Jockey, baseado na fitorremediação, para recuperação do local. Neste sentido, foi elaborado um diagnóstico da área, fundamentado no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB. A partir deste diagnóstico, as áreas mais vulneráveis à contaminação foram evidenciadas para elaboração do modelo.

À vista disto, foi observado a tendência preferencial da pluma de contaminação proveniente do maciço está direcionada para as regiões oeste, onde existem chácaras e Córrego Cabeceira do Valo, sul onde situa-se Cidade Estrutural e Setor de Chácaras Santa Luzia e sudeste direcionando-se ao Parque Nacional. A decorrência da contaminação se dá pela porosidade dos solos da região, latossolo vermelho escuro. O direcionamento do fluxo da zona saturada, camada mais profunda do solo, é conduzido pelo divisor freático e pelas áreas de domínio poroso do aquífero.

A caracterização da contaminação apoia-se em dados revelados em pesquisas e registros dos órgãos públicos competentes. Vale salientar que a composição do lixiviado e da pluma de contaminação é diversa e sofre ações constantes de degradação. Sendo

assim, com base nos dados de amostragem discutidos na bibliografia, algumas espécies químicas, comumente encontradas neste tipo de matriz, apresentaram na zona saturada, concentrações próximas aos valores máximos determinados pela legislação nacional como: amônia, nitrato, chumbo, cádmio, manganês e zinco. Na zona não-saturada, a concentração elevada, em relação aos valores que são naturalmente relatados para solos, de metais pesados como chumbo, crômio, cobre e mercúrio.

O modelo proposto é orientado por esse levantamento, respeitando as especificidades do local, das regiões limítrofes, da biodiversidade regional local e das possibilidades de usos futuro da área. A replicação do modelo em outras áreas acometidas pelo mesmo tipo de contaminação é possível, desde que sejam respeitadas as características locais e de composição dos subprodutos oriundos da degradação do material depositado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES

O presente estudo buscou na perspectiva de remediação de áreas contaminadas, pesquisar tecnologias mais sustentáveis. Neste sentido, respondendo à questão de pesquisa: quais os efeitos da fitorremediação para emissões de lixiviado em aterros fechados, temos a considerar os resultados apresentados no primeiro e no segundo artigos produzidos nesta dissertação.

No primeiro artigo: “Fitorremediação Para Emissões De Lixiviado Em Aterros Fechados”, cumpre o objetivo específico de definir a técnica de fitorremediação como alternativa agregada para recuperação de áreas contaminadas por RSU. Considera-se a fitorremediação como uma técnica adequada e capaz de remediar áreas contaminadas por RSU descomissionadas. As conclusões mais relevantes são que: a variação na composição do lixiviado é um fator determinante na aplicação da técnica, fazendo-se necessária a caracterização de cada local para seleção das espécies vegetais. A técnica da fitorremediação apresenta benefícios diretos e indiretos à área tratada e a população presente nas regiões adjacentes, relacionando melhorias estéticas à geração de renda através da comercialização de subprodutos tratados. No entanto, na bibliografia atual, muitos trabalhos não abordam tratamentos de lixiviado, a maior parte deles está voltada para poluentes como herbicidas, pesticidas, metais pesados e solventes orgânicos.

O segundo artigo, “Remediação Sustentável: Proposta Fitorremediadora para o Aterro Controlado do Jockey Club, Brasília – DF”, cumpre o objetivo específico referente proposição de um modelo de intervenção na área de estudo fundamentado na técnica de fitorremediação focadas nas espécies vegetais propostas. As principais conclusões são que: é fundamental a caracterização detalhada da área para adoção de qualquer medida remediadora ou mitigadora. O local, que possui dimensões preocupantes, apresenta contaminação difusa e heterogênea, sendo necessária a adoção de um conjunto de ações mitigadoras em associação. A inexistência de uma rede de condução e retenção de águas pluviais no local acelera a percolação do lixiviado alterando a concentração de elementos químicos que podem limitar a eficiência da técnica.

A pesquisa expôs a necessidade de adoção de medidas que abordam as diversas áreas do conhecimento, devido à alta complexidade da contaminação. Para compreender todos os aspectos de uma área contaminada por RSU, a formulação de um diagnóstico do local é etapa inicial e essencial para qualquer proposta de remediação. Os efeitos nocivos relacionados a geração e as emissões de lixiviado, em função de seu potencial poluidor aos corpos hídricos próximos. As técnicas de remediação sustentável, como a fitorremediação evidenciam a possibilidade de equilíbrio entre a sociedade e o meio ambiente para o desenvolvimento urbano futuro.

O processo é lento, pois a fitorremediação é um método natural, de crescimento e desenvolvimento das espécies utilizadas. O monitoramento não pode ser negligenciado e deve ser mantido por um longo período, os dados auxiliam inclusive na adaptação de métodos aplicados.

Sugere-se que estudos futuros com técnicas fitorremediadoras monitorem as áreas como: monitoramentos constantes de qualidade da água, do fluxo hídrico, vegetação, as populações próximas, bem como ações em prol de políticas públicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELEPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil- 2018/2019. São Paulo: ABRELEPE; 2019.

ABNT - Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR 8419/1992. Dispõe sobre as normas técnicas para implantação de Aterro Sanitário. 1992.

_____.NBR 13896/1997. Dispõe sobre aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro. 1997

_____. NBR 15.849/2010. Resíduos Sólidos Urbanos – Aterros Sanitários de Pequeno Porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro. 2010.

ADUAN, R. A.; VILELA, M. F.; KLINK, C. A. Ciclagem de carbono em ecossistemas terrestres: o caso do Cerrado brasileiro. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento, documentos 105, ISS 1517 – 5111. EMBRAPA: dezembro, 2003.

ALENCAR, J. M. S.; BORGES, W. R.; FRANÇA, P. H. P.; GAUDÊNCIO, G. M. M. F. Análise de arranjos eletródicos na caracterização da pluma de contaminação do aterro controlado do Jockey Clube de Brasília - DF. 14th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & EXPOGEF, Rio de Janeiro, Brazil, 3-6 August 2015. Anais...Brazilian Geophysical Society.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, n. 91, pp: 869-881, 2013.

ALMEIDA, J. R. Proposta de índice de avaliação de aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado. Tese de doutorado UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2017.

ALVAREZ, A. R.; MOTA, J. A. Sustentabilidade ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano. Projeto Perspectivas do Desenvolvimento Brasileiro, v. 7. Brasília: Ipea, 2010.

ALVES, J. E. D. “O mito dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)”. *Revista EcoDebate*, ISSN 2446-9394, 2015.

ANDRADE, R. M.; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. *Revista Eletrônica do Prodema - REDE*, v. 6, n. 1, p. 7-22, 2011.

ANDRADE, J.C. M; TAVARES, S.R.L; MAHLER, C.F., 2007, Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo. Oficina de Textos. 2007. 176p.

ANDRESEN, S. Science and politics in international environmental regimes: Between integrity and involvement. Manchester University Press, 2000.

ARAÚJO-MOURA, A. A. C.; CAFFARO FILHO, R. A. Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a resolução CONAMA 420/09. *Rev. Água e meio ambiente subterrâneo – ABAS*, 29(2): 202-212, 2015.

ARAÚJO A. S. A.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, G.; CAMPOS, M. L. Fitorremediação de solos contaminados com arsênio (Ar) utilizando braquiária. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 35, n. 1, p. 84-91, 2011.

ARAUJO, A. P.; RODRIGUES, W.; DE SOUSA, P. B. Desenvolvimento Regional E Sustentabilidade Espacial: O Caso Da Amazônia Legal Brasileira. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, v. 15, n. 5, 2019.

BALDÉ, C.P.; FORTI, V.; GRAY, V.; KUEHR, R.; STEGMANN, P. The Global E-waste Monitor – 2017, United Nations University (UNU), International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Vienna, 2017.

BAÑUELOS, G. S.; AJWA, H. A.; WU, L. L.; ZAMBRZUSKI, S. Selenium accumulation by *Brassica napus* grown in Se-laden soil from different depths of Kesterson Reservoir. *J. Contam. Soil* 7, 481-496, 1998.

BASTOS, V. P.; MAGALHÃES, A. O. Lixão de Gramacho: impactos do encerramento para os catadores. *Revista da Associação Brasileira de Ensino e Pesquisa Social*, Brasília, v.16, n.31, p.379-398, 2016.

BASTOS, V. P. Construindo identidades: catador - herói ou sobrevivente da perversa forma de catação. *Confluências*, Rio de Janeiro, v.4, n. 1, p. 22-26, 2005.

BASTOS, V. P. O fim do lixão de Gramacho: além do risco ambiental. *O Social em Questão*, v. 33, p. 265–288, 2015.

BELO, A. F.; COELHO, A. T. C. P.; FERREIRA, L. R.; SILVA, A. A.; SANTOS, J. B. Potencial de espécies vegetais na remediação de solo contaminado com sulfentrazone. **Planta daninha**, v. 29, n. 4, p. 821-828, 2011.

BESEN, G. R. Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade. p. 275. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

BESEN, G. R.; FRACALANZA, A. P. Challenges for the Sustainable Management of Municipal Solid Waste in Brazil. *disP-The Planning Review*, v. 52, n. 2, p. 45-52, 2016.

BHALLA, B.; SAINI, M. S.; JHA, M. K. Characterization of leachate from municipal solid waste (MSW) landfilling sites of Ludhiana, India: a comparative study. **International Journal of Engineering Research and Applications**, v. 2, n. 6, p. 732-745, 2012.

BIAZÃO, T. C. Utilização de *Echinochloa polystachia* (Kunth) Hitch. (POACEAE) na fitorremediação de solo contaminado com petróleo. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, 61p.

BLAYLOCK, M. J.; HUANG, J. W. Phytoextraction of metals. In: Raskin I, Ensley BD, editors. *Phytoremediation of toxic metals. Using plants to clean up the environment*. New York: John Wiley & Sons, Inc.; 2000. p. 53-70

BOSSSEL, H. Indicators for Sustainable Development. Theory, Method, Applications. Winnipeg: International Institute for Sustainable Development, 1999.

BUENO, R. L.; ARRUDA, R. A. Educação Ambiental. **Revista Eventos Pedagógicos**, vol. 4, no. 2, p. 182–190, 2013

BRASIL. Decreto nº 73.030, de 30 de outubro de 1973. Cria, no âmbito do Ministério do Interior, a Secretaria Especial do Meio Ambiente – SEMA, e dá outras providências.

_____. Lei. 6.938/81 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 31 de agosto de 1981.

_____. 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. Brasília, 12 de fevereiro de 1998.

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

_____. Lei nº 12.305, de 2 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 União, Brasília, DF, ago. 2010a.

_____. Decreto nº 7.217, de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, dezembro de 2010b.

_____. Projeto de Lei nº 7.535 de 2 de maio de 2017. Dispõe sobre incentivos para fomentar a indústria da Reciclagem - cria o Fundo de Apoio para Ações Voltadas à Reciclagem - FAVORECICLE e o Fundo de Investimento para projetos de Reciclagem – PRORECICLE. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, 2017.

_____. Portaria Interministerial n. 274, de 30 de abril de 2019. Disciplina a recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos referida no § 1º do art. 9º da Lei n. 12.305, de 2010 e no art. 37 do Decreto n. 7.404, de 2010. Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção: 1, n. 83, p. 57, 2 mai. 2019

_____. Lei nº 14.026 de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

BRITEZ, R. M.; WATANABE, T.; JANSEN, S.; REISSMANN, C. B.; OSAKI, M. The relationship between aluminium and silicon accumulation in leaves of *Faramea marginata* (Rubiaceae). **New Phytologist**, p. 437-444, 2002.

BRUNDTLAND, G. H. Comissão mundial sobre meio ambiente e desenvolvimento: o nosso futuro comum. Nova Iorque: Universidade de Oxford, 1987.

CAMPOS, H. K. T. Como fechamos o segundo maior lixão do mundo. *Revista Brasileira de Planejamento e Orçamento*, v. 8, n. 2, p. 204–253, 2018.

CAPUCHA, L. M. A. Exclusão social e acesso ao emprego: paralelas que podem convergir. *Sociedade & Trabalho* v. 3, p. 61-69, 1998.

CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem Structure In The Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 14, no. 3, pp. 263–283, 1998.

CARDOSO, A. S.; SANTOS JR, R. A. O. Indicadores de sustentabilidade e o ideário institucional: um exercício a partir dos ODM e ODS. *Ciência e Cultura*, v. 71, n. 1, p. 50-55, 2019.

CARNEIRO, G. A. Estudo de contaminação do lençol freático sob a área do aterro de lixo do Jockey Club - DF e suas adjacências. Brasília, 123 p., 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. Coordenação: André Vilhena. 3ª Ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. P. 243.

ČERNE, M.; SMODIŠ, B.; ŠTROK, M.; JAČIMOVIĆ, R. Plant accumulation of natural radionuclides as affected by substrate contaminated with uranium-mill tailings. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, n. 11, p. 371, 2018.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Projeto CETESB-GTZ: cooperação técnica Brasil– Alemanha. 2001. 2. Ed. São Paulo: Cetesb, 2001, 612 p

CETESB, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relação de áreas contaminadas e reabilitadas do Estado de São Paulo. São Paulo: Cetesb, 2013.

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

CNI - Confederação Nacional das Indústrias. CNI pede desoneração e diz que reciclados são bitributados. *O Tempo, Contagem*, 21 ago. 2014.

CORREIA, A.; EVANGELISTA, M.; OCHOA, P.; PEREIRA, J. S. (2008). O sequestro de carbono em ecossistemas de pinhal manso no sul de Portugal. *Lisbon, Portugal: Instituto Superior de Agronomia*.

CORREA, S.; ALVES, J. E. D. As metas de Desenvolvimento do Milênio (ODM): Grandes limites e oportunidades estreitas. Rio de Janeiro, Campinas, *Revista Brasileira de Estudos e População*, v. 22, n. 1, 2005.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. *Silva Lusitana*, v. 15, n. 1, p. 103–117, 2007.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R.; HUANG, J. W. Phytoremediation of contaminated soils. *Elsevier Science*, v. 13, p. 393-397, 1995

CUNNINGHAM, S.; ANDERSON, T.; SCHWAB, P.; HSU, F.C. Phytoremediation of soil contaminated with organic pollutants. *Advances in Agronomy*.1996: p.55

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R. Phytoextraction and phytostabilization: technical, economic, and regulatory considerations of the soil-lead issue. In: N Terry, G Bañuelos (eds.) *Phytoremediation of Contaminated Soils and Waters*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA, pp 359-375, 2000

DA SILVA, C. L., FUGII, G. M., SANTOYO, A. H., BASSI, N. S., & VASCONCELOS, M. C. Gestão de resíduos sólidos urbanos em capitais brasileiras alternativas para um modelo de gestão. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 33, p. 118-132, 2014.

DE AZEVEDO, P. B., LEITE, J. C. A., DE OLIVEIRA, W. S. N., DA SILVA, F. M., DA LIMA, P. M. F. Diagnóstico da degradação ambiental na área do lixão de Pombal-PB. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 10, n. 1, p. 20-34, 2015.

DE MELO, P. T. N. B. Indicadores da dimensão institucional do desenvolvimento sustentável e os objetivos da Rio+ 20. *Desenvolvimento em questão*, v. 11, n. 23, p. 74-117, 2013.

DIAS, S.M.F. Avaliação de programas de educação ambiental voltados para o gerenciamento os resíduos sólidos urbanos. 326p. Tese (Doutorado) Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

DoD - DEPARTMENT OF DEFENCE. 2010. Guidelines for Consideration of Sustainability in Remediation of Contaminated Sites. Disponível em: <http://www.defence.gov.au/estatemangement/governance/Policy/Environment/Contamination/Docs/Toolbox/SustainabilityRemediationGuidelines.pdf>.

DURNING, Alan Thein; DURNING, Alan B. **How much is enough?: the consumer society and the future of the earth**. WW Norton & Company, 1992.

ECOLOG, 2010. Landfill financial assurance – just how much is this going to cost?. Disponível em <<http://www.ecolog.com/gartnerlee/news/askanexpert.htm>>.

EEA – European Environment Agency. Managing municipal solid waste — A review of achievements in 32 European countries, EEA Report No 2/2013, p. 42, 2013

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management*, v. 50, n. 1, p. 1–25, 1997.

ENGELMANN, P. M.; SANTOS, V. H. J. M.; BARBIERI, C. B.; AUGUSTIN, A. H.; KETZER, J. M. M.; RODRIGUES, L. F. Environmental monitoring of a landfill area through the application of carbon stable isotopes, chemical parameters and multivariate analysis. *Waste Management* 76, 591-605, 2018.

EU - European Commission. Directive 75/442/CEE of Council of 15 July 1975 on waste. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, 1975.

_____. Diretiva 94/62/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 20 de dezembro de 1994 relativa a embalagens e resíduos de embalagens.

_____. Landfill Directive Council Directive 1999/ 31/EC of 26 April 1999 on the Landfill of Waste. Official Journal of the European Communities, L 182/1, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

_____. Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council of 4 December 2000 on the incineration of waste. Official Journal of the European Communities L, v. 332, p. 91-111, 2000.

_____. Diretiva 2002/96/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 27 de janeiro de 2003: Relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE). **Jornal Oficial da União Europeia**, v. 13, 2003.

_____. Diretiva 2006/12/EC do Parlamento Europeu e do Conselho de 5 de abril de 2006 sobre resíduos. **Jornal Oficial da União Europeia**, v. 114, p. 1-13, 2006.

_____. Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas (Texto relevante para efeitos do EEE) p. 3-30, 2008.

_____. Communication from the Commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions: Closing the Loop – an EU Action Plan for the Circular Economy. 2015.

Eurostat 2014. Disponível em: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/search_database. Acesso em

FARIA, Mônica Faria Baptista. A política de resíduos sólidos na União Europeia e no Brasil: estudo comparativo e análise quanto à efetividade. **Revista do Programa de Direito da União Europeia**, n. 3, p. 97-132, 2014.

FAVARA, P.; GAMLIN, J. Utilization of waste materials, non-refined materials, and renewable energy in in situ remediation and their sustainability benefits. *Journal of Environmental Management*, [s.l.], v. 204, p.730-737, 2017

FAVAS, P. J. C.; PRATAS, J. P.; VARUN M.; D'SOUZA, R.; PAUL, M. S. Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora. In: *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*, Maria C. Hernandez Soriano, editors. InTech; 2014. p. 485-517

FAYIGA, A.O.; MA, L.Q.; CAO, X.; RATHINASABAPATHI, B. Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environmental Pollution*, v.132, p.289-296, 2004.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. Fundação Israel Pinheiro. Reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Belo Horizonte: FEAM, 2010.

BMUB - German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety. Waste Management in Germany 2018 - Facts, data, diagrams. Berlin, Germany. 2018.

FENT, K. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites: Review. *Toxicology Letters*. V. 12, p. 1-13, 2003

FERNANDES, T. J. G.; JACOVINE, L. A. G.; ALVARENGA, A. P. Quantificação do carbono estocado na parte aérea e raízes de *Hevea sp.*, aos 12 anos de idade, na zona da mata mineira. *Revista Árvore*, v.31, n. 4, 2007.

FERNANDES, L. R. Estudo da cobertura do lixão "Morávia" da cidade de Medellín, Colômbia, p. 170. Dissertação (Mestrado) —Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

FONSECA, F. A. P. B.; LIMA, R. A.; TOSCANO, G. L. G. Ocupação em áreas de risco: o caso do antigo lixão de Cabedelo – PB. *Revista Ambiental*, v.1, n. 3, p. 66-75, 2015.

FORTI, V., BALDÉ, C. P., KUEHR, R., BEL, G. The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, Flows, and the Circular Economy Potential. In United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Rotterdam, 2020.

FREIRE, G. J. M. Análise de municípios mineiros quanto à situação de seus lixões. Belo Horizonte – MG, 104 p., 2009. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais.

FREY, K. Democracia e sustentabilidade das cidades na era digital. In: Encontro da Associação de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, Indaiatuba- SP.2002.

- FUENTES, H. D. Studies in the use of plant growth regulators on phytoremediation. 2001. 180 f. Tese (Doutorado) – University of Western Sydney, Sydney/Austrália, 2001.
- GABRIEL, Yiannis; LANG, Tim. **The unmanageable consumer**. Sage, 2015.
- GADOTTI, M. Pedagogia da terra: Ecopedagogia e educação sustentável. CLACSO, 2000.
- GADOTTI, M. Pedagogia da terra e cultura de sustentabilidade. Revista Lusófona de Educação, n. 6, p. 15-29, 2005.
- GADOTTI, M. Ecopedagogia, pedagogia da terra, pedagogia da sustentabilidade, educação ambiental e educação para a cidadania planetária. Produção de terceiros sobre Paulo Freire; Série Artigos, 2009.
- GAJSKI, G.; OREŠČANIN, V.; GARAJ-VRHOVAC, V. Chemical composition and genotoxicity assessment of sanitary landfill leachate from Rovinj, Croatia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 78, p. 253–259, 2012.
- GAMA, C. Nem tudo lixo, nem tudo flores: a transformação do bairro colombiano Moravia. *Ciência e Cultura*, v. 67, n. 3, p. 18-20, 2015.
- GEISSDOERFER, M.; SAVAGET, P.; BOKEN, M. P. N.; HULTINK, E. J. The circular economy: a new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, v. 143, n. 1, p. 757-768, 2017.
- GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Science Advances* v. 3, n. 7, 2017.
- GFN - Global Footprint Network. Calculating Earth Overshoot Day 2019. 26 Junho de 2019. Global Footprint Network: Advancing The Science of Sustainability.
- GFN - Global Footprint Network. Calculating Earth Overshoot Day 2020. 5 Junho de 2020. Global Footprint Network: Advancing The Science of Sustainability. Disponível em: <https://www.overshootday.org/>
- GLASS, D.J. Economic potential of phytoremediation. In: RASKIN, I. & ENSLY, B.D., eds. *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*. New York, John Wiley, 2000. p.15-31.
- GOMES, M. H. S. C; OLIVEIRA, E. C.; BRESCIANI, L. P., PEREIRA, R. S. Política Nacional de Resíduos Sólidos: Perspectivas de Cumprimento da Lei 12.305/2010 pelos municípios brasileiros, paulistas e da região do ABC. **Revista de Administração da UFSM**, v. 7, n. 0, p. 93–110, 3 abr. 2014
- GOMES, M. V. C. O descomissionamento ambiental. 2006. 118 f. Dissertação (Mestrado em Direito) – Faculdade de Direito de Campos, Centro Universitário Fluminense, Campos de Goytacazes, 2006.
- GUERRA, A. Z. Moravia: das lógicas da informalidade às lógicas da formalidade. Brasília, p. 184, 2016. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília.
- GUIMARÃES, R. P.; FEICHAS, S. A. Q. Desafios na construção de indicadores de sustentabilidade. *Ambiente & sociedade*, v. 12, n. 2, p. 307-323, 2009.
- HABERMANN, M.; GOUVEIA, N. Requalificação urbana em áreas contaminadas na cidade de São Paulo. *Estudos avançados* v. 28, n. 82, 2014.

- HALAL, C. Y. Ecopedagogia: uma nova educação. *Revista de Educação*, v. 12, n. 14, p. 87-103, 2009.
- HAMADA, J. E MATSUNAGA, I. Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus – BA. IX SILUBESA. Simpósio Luso- Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000
- HARCLERODE, M.; RIDSDALE, D. R.; DARMENDRAIL, D.; BARDOS, P.; ALEXANDRESCU, F.; NATHANAIL, P.; PIZZOL, L.; RIZZO, E. Integrating the Social Dimension in Remediation Decision-Making: State of the Practice and Way Forward. *Remediation Journal*, [s.l.], v. 26, n. 1, p.11-42, 2015b
- HENRY, J.R., 2000. An Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury. NNEMS Report, Washington, DC, pp. 3 – 9, 2000.
- HERNANDEZ-VAENCIA, I.; MAGER, D. Uso de *Panicum maximum* y *Brachiaria brizantha* para fitorremediar suelos contaminados con un crudo de petróleo liviano. *Biagro*, v. 15, p. 149-155, 2003.
- HOCH, P. A. A Obsolescência Programada E Os Impactos Ambientais Causados Pelo Lixo Eletrônico: O Consumo Sustentável E a Educação Ambiental Como Alternativas. In: 2016, XII Seminário Nacional Demandas Sociais e Políticas Públicas na Sociedade Contemporânea. p. 15.
- HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a waste: A Global Review of Solid Waste Management. The World Bank, Urban Development & Local Government Unit. USA, 2012.
- HOU, D.; GUTHRIE, P.; RIGBYET, M. Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. *Journal of Environmental Management*, v. 184, p. 18–26, 2016
- HUANG, I. B.; KEISLER, J.; LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of the Total Environment*, v. 409, n. 19, p.3578-3594, 2011
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.
- IBOPE - Instituto Brasileiro de Opinião Pública e Estatística. Desinformação é maior dificuldade para a reciclagem no Brasil. 2018
- IETS - Instituto de Estudos do Trabalho e Sociedade. Estratégia de Desenvolvimento Urbano, Socioeconômico e Ambiental para o Entorno do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho. Diagnóstico Socioeconômico de Jardim Gramacho. Rio de Janeiro, maio de 2011.
- IPCC - PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇA DO CLIMA (2007). Mudança do Clima 2007: Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade. Contribuição do Grupo de Trabalho II ao Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, 2007.
- IPEA - Instituto De Pesquisa Econômica Aplicada. Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos. Brasília, Brasil. 2010.
- JACOBI, Pedro. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. *Cadernos de Pesquisa*, n. 118, p. 189-205, 2003.
- JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 25, n. 71, p. 135–158, 2011.

JAPIASSÚ, C. E.; GUERRA, I. F. 30 Anos do Relatório Brundtland: Nosso Futuro Comum e o Desenvolvimento Sustentável Como Diretriz Constitucional Brasileira. *Revista de Direito da Cidade*, v. 9, n. 4, p. 1884–1901, 2017.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. The World Bank, 2018.

KIPERSTOK, A. Tecnologias limpas: porque não fazer já o que certamente virá amanhã. *Revista TecBahia*, v. 14, n. 2, 1999.

KJELDEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.

KRAMA, M. R. Análise dos indicadores de desenvolvimento sustentável no Brasil, usando a ferramenta Painel de Sustentabilidade. 185 f. 2008. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba-PR.

LANER, D.; CREST, M.; SCHARFF, H.; MORRIS, J. W.; BARLAZ, M. A. A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*. v. 32, p. 498–512, 2012.

LANZA, V. C. V. Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro, 2009.

LEE, P.; SIMS, E.; BERTHAM, O.; SYMINGTON, H.; BELL, N.; PFALTZGRAFF, L.; SIOGREN, P.; WILTS, C. H.; O'BRIEN, M. *Towards a circular economy: waste management in the EU*. Brussels: STOA, 2017.

LEITE, T. M. C. Entraves Espaciais: brownfields caracterizados por aterros de resíduos sólidos urbanos desativados no Município de São Paulo. Rio Claro, 2005.

LIMA, G. F. C. Educação e sustentabilidade: Possibilidades e Falácias de um Discurso. In: Encontro da Associação de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, 2002, Indaiatuba-SP.

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*, v. 8, n. 2, p. 224-249, 2011.

LUIZ, M. B.; HIRATA, R. Eucalyremediação: Uma Nova Solução Baseada Na Natureza De Limpeza De Aquíferos Urbanos Contaminados. *Águas Subterrâneas*, p. 1–4, 2018.

MA, L. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, London, v.411, p.579, 2001.

MACHADO, G. B. A lucratividade da economia circular na Alemanha. *Portal Resíduos Sólidos, Economia circular*, 2013.

MAGALHÃES, A. O. Estudo dos impactos socioeconômicos e ambientais na vida dos catadores de materiais recicláveis pós-encerramento do lixão de Gramacho. 124 f. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2015

MAXTED, A. P.; BLACK, C. R.; WEST, H. M.; CROUT, N. M. J.; MCGRATH, S. P.; YOUNG, S. D. Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant Soil*. 290:157–172, 2007.

MCGRATH, S. P.; ZHAO, F. J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids. *Current Opinion in Biotechnology*, 14, 277–282.

MEDEIROS, T. A. M. Efeito fitotóxico e potencial remediador de três espécies vegetais contaminadas com benzeno. 2015. 154 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Experimental de Sorocaba, 2015.

MEEINKUIRT, W.; KRUATRACHUE, M.; PICHTEL, J.; PHUSANTISAMPAN, T.; SAENGWILAI, P. Influence of organic amendments on phytostabilization of Cd-contaminated soil by *Eucalyptus camaldulensis*. *ScienceAsia*, v. 42, n. 2, p. 83-91, 2016.

MEJÍA, P. V. L.; ANDREOLI, F. N.; ANDREOLI, C. V.; SERRAT, B. M. Metodologia para seleção de técnica de fitorremediação em áreas contaminadas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 31, p. 97-104, 2014.

MENDES, J. M. G. Dimensões da Sustentabilidade. *Revista das Faculdades Santa Cruz*, v. 7, n. 2, p. 49-60, 2009.

MERKL, N.; SCHULTZE-KRAFT, R.; INFANTE, C. Phytoremediation in the tropics—the effect of crude oil on the growth of tropical plants. *Bioremediation Journal*, v. 8, n. 3-4, p. 177-184, 2004.

MMA - Ministério Do Meio Ambiente. Programa Nacional Lixão Zero. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/informma/item/15466-mma-lan%C3%A7a-programa-nacional-lix%C3%A3o-zero.html>

MOODY, C. M.; TOWNSEND, T. G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*, v. 63, p. 267-274, 2017.

MORAES *et al.*, 2014

MORAES, L.R.S.; BORJA, P.C. Novos paradigmas de gestão integrada e sustentável e tecnologias apropriadas para manejo de resíduos sólidos urbanos. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Maceió. Anais... ABES, 2010.

MOTTA, E. F. B.; ALMEIDA, J. R.; MAHLER, C. F. Monitoramento e cuidados no período pós-fechamento de aterros de resíduos sólidos urbanos. **IX Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e VIII Congresso Brasileiro de Geossintéticos**, 2019

NAGENDRAN, R., SELVAM, A., JOSEPH, K., CHIEMCHAI SRI, C. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Management*, v. 26, n. 12, p. 1357-1369, 2006.

NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Teores orientadores de qualidade do solo em estados do Nordeste. Solos contaminados no Brasil – O desafio de definir valores de referência. Campinas: SBCS, v. 38, n. 01, 2013.

NASCIMENTO, V. F.; SOBRAL, A. C.; ANDRADE, P. R.; OMETTO, J. P. H. B. Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 889-902, 2015.

NASCIMENTO, E. P. Trajetória da sustentabilidade: do ambiental ao social, do social ao econômico. *Estudos avançados*, São Paulo, v. 26, n. 74, 51-64, 2012.

NASCIMENTO, C.W.A. & XING, B. Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Sci. Agric.*, v. 63, p. 299-311, 2006.

NISHI, M. H.; JACOVINE, L. A. G.; SILVA, M. L.; VALVERDE, S. R.; NOGUEIRA, H. P.; ALVARENGA, A. P. Influência dos créditos de carbono na viabilidade financeira de três projetos florestais. *Revista Árvore*, vol.29, nº2. Viçosa: 2005.

NWAOGU, C., OGBUAGU, H.D., ABRAKASA, S., OLAWOYIN, M.A., PAVLÚ, V. Assessment of the impacts of municipal solid waste dumps on soils and plants. *Chemistry and Ecology*, v.33, n.7, p. 589-606, 2017.

OCDE - Organization for Economic Cooperation and Development. Organization for economic cooperation and development: core set of indicators for environmental performance reviews; a synthesis report by the group on the state of the environment. Paris: OCDE, 1993.

_____. Environment at a Glance 2015: OCDE Indicators, OCDE Publishing, Paris, 2015.

ODUKOYA, A. M.; ABIMBOLA, A. F. Contamination assessment of surface and groundwater within and around two dumpsites. *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 7, n. 2, p. 367-376, 2010.

OLIVEIRA, G. B. Uma discussão sobre o conceito de desenvolvimento. *Revista FAE*, v. 05, n. 02, p. 37-48, Curitiba, 2002.

OLIVEIRA, D. L.; ROCHA, C.; MOREIRA, P. C.; MOREIRA, S. O. L. Plantas nativas do cerrado uma alternativa para fitorremediação. *Estudos*, v. 36, n. 11/12, p. 1141–1159, 2009.

OLIVEIRA, M. N. P. B. V. Gestão de Resíduos Sólidos: Estratégias técnicas e legais rumo à destinação final ambientalmente adequada no Estado do Rio de Janeiro. In: *Comentários à Legislação Ambiental do Estado do Rio de Janeiro*. Organizadora: Cristiane Jaccoud et al. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2017

ONU – Organização das Nações Unidas. O Futuro que Queremos. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/rio20>>

PANDEY, V. C.; PANDEY, D. N.; SINGH, N. Sustainable phytoremediation based on naturally colonizing and economically valuable plants. [Journal of Cleaner Production](#), v. 86, p. 37-39, 2015.

PANDEY, V. C.; BAJPAI, O.; SINGH, N. Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd, 2016.

PANDEY, V. C.; BAJPAI, O. Phytoremediation: From Theory Toward Practice. In: *Phytomanagement of Polluted Sites*. Elsevier, p. 1–49, 2019.

PARANÁ. Unidades de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos. 2012. Disponível em: http://www.mpggo.mp.br/portal/arquivos/2013/06/27/15_32_13_932_apostila_rsu_mppr.pdf.

PEREIRA, C. M. M. C.; MARÓN, J. R. L.; FREITAS, M. J. C. C.; MAGALHÃES, H. G. D. Ecopedagogia: uma nova pedagogia com propostas educacionais para o desenvolvimento sustentável. *Educação Técnica Temática – ETD*, v. 8, n. 2, p. 80-89, 2007.

PERS - Plano Estadual de Resíduos Sólidos – 2013. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado do Ambiente.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, Palo Alto, 2005, p.15-39

PINTO. L. Relatório de Pesquisa Aterro de Gramacho. Duque de Caxias. 2004.

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

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

POLAZ, C. N. M.; TEIXEIRA, B. A. N. Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 411-420, 2009.

PLACEK, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M.. Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. **International journal of phytoremediation**, v. 18, n. 6, p. 605-618, 2016.

PRASAD, M. N. V. Phytoremediation of metals and radionuclides in the environment: the case of natural hyperaccumulators, metal transporters, soil-amending chelators and transgenic plants. In: Prasad (Ed.), *Heavy Metal Stress in Plants From Biomolecules to Ecosystems*, second ed Springer, Berlin, Heidelberg, p. 345-391, 2004.

PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. Fitorremediação de Solos com Resíduos de Herbicidas. *Embrapa Tabuleiros Costeiros*, 2009. 32p

RASKIN, I., KUMAR, P. N., DUSHENKOV, S., SALT, D. E. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, v. 5, n. 3, p. 285-290, 1994.

REDDY, K.; ADAMS, J. **Sustainable remediation of contaminated sites**. Momentum Press, 2015.

RENNER, R. M. Sequestro de carbono e a viabilização de novos reflorestamentos no Brasil. *Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)*, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. CURITIBA, 2004

RIBEIRO, R. L. O impacto do encerramento do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho (AMJG) sob a ótica dos comerciantes do setor informal de alimentos. *Dissertação (Mestrado) – Universidade do Grande Rio “Prof. José de Souza Herdy”, Escola de Ciências Sociais Aplicadas*. Rio de Janeiro, 2011.

RIBEIRO, F. M.; KRUGLIANSKAS, I. A Economia Circular no contexto europeu: Conceito e potenciais de contribuição na modernização das políticas de resíduos sólidos. XVI Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente (ENGEMA). São Paulo, 2014.

RIBEIRO, L. C. S.; FREITAS, L. F. S.; CARVALHO, J. T. A.; OLIVEIRA FILHO, J. D. Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: Um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do estado do Rio De Janeiro. **Nova Economia**, vol. 24, no. 1, p. 191-214, 2014.

ROCHA, Marcelo Theoto. Aquecimento global e o mercado de carbono: uma aplicação do modelo CERT. *Tese de Doutorado – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz Piracicaba – SP*: janeiro, 2003.

ROSQVIST, N. H.; DOLLAR, L. H.; FOURIE, A. B. Preferential flow in municipal solid waste and implications for long-term leachate quality: valuation of laboratory-scale experiments. **Waste management & research**, v. 23, n. 4, p. 367-380, 2005.

RUFO, R. C.; PICANÇO, A. P. Avaliação de impactos ambientais e proposta de remediação do lixão do município de Porto Nacional - TO. 23o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental III-154. Anais...Campo Grande - MS: 2005.

RUPPENTHAL, J. E. Gestão ambiental. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Colégio Técnico Industrial de Santa Maria, 2014.

SACHS, I. Estratégias de Transição para do século XXI – Desenvolvimento e Meio Ambiente. São Paulo: Studio Nobel – Fundação para o desenvolvimento administrativo, 1993.

SACHS, I. Caminhos para o desenvolvimento sustentável. 3. ed. Rio de Janeiro: Garamond, 2002.

SANTIAGO, L., S.; DIAS, S. M. F. Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 17, n. 2, p. 203–212, 2012.

DOS SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Effect of sources of organic matter in the alleviation of the toxic effects of B, Zn, Cu, Mn and Pb to Brassica Juncea. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 4, p. 793–804, 2007.

SANTOS, C. F.; NOVAK, E. Plantas nativas do cerrado e possibilidades em fitorremediação. Revista de Ciências Ambientais, v. 7, n. 1, p. 67–78, 2013.

SCHNEIDER, J.; LABORY, C. R. G.; RANGEL, W. M.; ALVES, E.; GUILHERME, L. R. G. Anatomy and ultrastructure alterations of *Leucaena leucocephala* (Lam.) inoculated with mycorrhizal fungi in response to arsenic-contaminated soil. **Journal of hazardous materials**, v. 262, p. 1245-1258, 2013.

SCHNURER, H. German waste legislation and sustainable development: development of waste legislation in Germany towards a sustainable closed substance cycle. Kyoto. 2002. Section Head at the Federal Environment Ministry, at the workshop being organised by the Alexander von Humboldt Foundation at the International Institute for Advanced Studies (IIAS).

SCHRÖEDER, P.; NAVARRO-AVIÑÓ, J.; AZAIZEH, H.; GOLDBIRSH, A. G.; DIGREGORIO, S.; KOMIMIVES, T.; GÜNTER, L.; LENZ, A.; MEMON, A. R.; RANALLI, A.; SEBASTIANI, L.; SMRCEK, S.; VANEK, T.; VUILLEUMIER, S.; WISSING, F 2007. Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* v. 14, n. 7, p. 490-497.

SCHWITZGUÉBEL, J. P.; VAN DER LELIE, D.; BAKER, A.; GLASS, D. J.; VANGRONVELD, J. Phytoremediation: European and American Trends. *Journal of Soils & Sediments*, v. 02, n. 02, p. 91-99, 2002.

SILVA, T. J. Fitorremediação em escala piloto: proposta para recuperação de solos contaminados com cobre e zinco. 2016. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba - SP, 2016.

SILVA, V. P. M.; CAPANEMA, L. X. L. Políticas públicas na gestão de resíduos sólidos: experiências comparadas e desafios para o Brasil. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDS, v. 25, n. 50, p. 153 – 200, 2019.

SILVA, F.; CERVIERI, L. Tratamento de resíduos sólidos: uma grande contribuição para o meio ambiente. *Revista Maiêutica*, v. 3, n. 1, p. 41–47, 2015.

SIMÕES, A. L. G.; POLASTRI, P.; VARESCHINI, D. T.; GIMENES, M. L.; SCHALCH, V. PANORAMA GERAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO ÂMBITO MUNDIAL. **2º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade**, 2019

SIMONETTO, E. O.; LÖBLER, M. L. Simulação baseada em System Dynamics para avaliação de cenários sobre geração e disposição de resíduos sólidos urbanos. *Production*, v. 24, n. 1, p. 212–224, 2013.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (<http://www.snis.gov.br/>)

SNS - Secretaria Nacional De Saneamento. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018. Brasília: SNS/MDR, 2019. 247 p.

SOBRINHO, C. A. Desenvolvimento sustentável: uma análise a partir do Relatório Brundtland. Marília – SP, 197 p., 2008. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista.

SONG, Y.; Hou, D.; Zhang, J.; O'Connor, D.; Li, G.; Gu, G.; Li, S.; Liu, P. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Science of the Total Environment*, [s.l.], v. 610-611, p.391- 401, 2018.

SPANGENBERG, J., H. Institutional sustainability indicators: an analysis of the institutions in Agenda 21 and a draft set of indicators for monitoring their effectivity. *Sustainable Development*, v. 10, n. 2, p. 103-115, 2002.

STODDARD, J. E.; POLLARD, C. E.; EVANS, M. R. The triple bottom line: A framework for sustainable tourism development. ***International Journal of Hospitality & Tourism Administration***, v. 13, n. 3, p. 233-258, 2012.

SWARTJES, 2008

SEPA - Swedish Environmental Protection Agency. A strategy for sustainable waste management: Sweden's waste plan. Stockolm: Naturvårdsverket, 2005.

TERRY, N.; BAÑUELOS, G. S. Phytoremediation of contaminated soil and water. Boca Raton: Lewis, 2000. 389 p.

THEMELIS, N. J. A New Resource: The Waste-to-Energy Research and Technology Council. In: ***North American Waste-to-Energy Conference***. 2003. p. 253-262.

TUNSTALL, D. Developing environmental indicators: Definitions, framework and issues. Background Materials for the World Resources Institute, Workshop on Global Environmental Indicators, 1992. Washington, D.C.: World Resources Institute, 1992.

UBA - German Environment Agency. Electrical and Electronic Equipment Act, 2017. Disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/waste-resources/product-stewardship-waste-management/electrical-electronic-waste/electrical-electronic-equipment-act>

UNEP - United Nations Environment Program. Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication, 2011.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Technology Innovation Office. Treatment technologies screening matrix and reference guide: Version 4.0. Washington, 2001.

_____. Introduction to Phytoremediation. Cincinnati - Ohio: National Risk Management Research Laboratory, 2000. 104p

_____. Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2008. United States Environmental Protection Agency. 2009.

_____. National Overview: Facts and Figures on Materials, Wastes and Recycling, 2018.

VALENTIM, L. S. O. requalificação urbana, contaminação do solo e riscos à saúde. São Paulo: Annablume; Fapesp, 2007.

van AKEN, B.; CORREA, P.A. & SCHNOOR, J.L. Phytoremediation of polychlorinated biphenyls: New trends and promises. *Environ. Sci. Technol.*, v. 44, p. 2767- 2776, 2010.

VELLOSO, M. P. Os catadores de lixo e o processo de emancipação social. *Ciência Saúde Coletiva*. Rio de Janeiro, Brasil, 2005.

WANG, Y. Phytoremediation of mercury by terrestrial plants. 2004. 41 f. Tese (Doutorado) – Stockholm University, Estocolmo/Suécia, 2004.

WIT, W.; HAMILTON, A.; SCHEER, R.; STAKES T.; ALLAN S. Solucionar a Poluição Plástica: Transparência e Responsabilização. WWF – Fundo Mundial para a Natureza, 2019.

WEBER, R.; WATSON, A.; FORTER, M.; OLIAEI, F. Persistent organic pollutants and landfills-a review of past experiences and future challenges. **Waste Management & Research**, v. 29, n. 1, p. 107-121, 2011.

WOLFF, G.; ASSIS, L.R.; PEREIRA, G.C.; CARVALHO, J.G. & CASTRO, E.M. Efeitos da Toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. *Planta Daninha*, 27:133-137, 2009.

YUEN, S.T.S.; WANG, Q.J.; STYLES, J.R.; MCMAHON T.A. Water balance comparison between a dry and a wet landfill – a full-scale experiment. *Journal of Hydrology*, v. 251, p. 29-48, 2001. Ed. Elsevier

ZANETI, I. C. B. B. Educação Ambiental, Resíduos Sólidos Urbanos E Sustentabilidade. Um Estudo De Caso Sobre O Sistema De Gestão De Porto. Brasília, p. 176, 2003. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília.

ZANETI, I. C. B. B.; SILVA, G. O. Sustentabilidade urbana e gestão de resíduos sólidos: o caso do distrito federal. *Fórum Internacional de Resíduos Sólidos - Anais*. Anais...Curitiba. 2017.

ZÁRUBOVÁ, P.; HEJCMAN, M.; VONDRÁČKOVÁ, S.; MRNKA, L.; SZÁKOVÁ, J.; TLUSTOŠ, P. Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 23, p. 18801-18813, 2015.