



Marlus Newton P B V de Oliveira

**Reutilização de áreas de lixões encerrados:
aspectos jurídicos e ensaios ecotoxicológicos em
chorume do lixão de Santa Cruz – RJ**

Dissertação de Mestrado

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana e Ambiental da PUC-Rio como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Urbana e Ambiental.

Orientador: Prof. Celso Romanel

Co-orientadora: Prof^a. Simone Dealtry Gomes da Silva

Rio de Janeiro
Outubro de 2017



Marlus Newton P B V de Oliveira

**Reutilização de áreas de lixões encerrados:
aspectos jurídicos e ensaios ecotoxicológicos em
chorume do lixão de Santa Cruz – RJ**

Dissertação apresentada como requisito parcial para
obtenção do grau de Mestre pelo Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental da PUC-
Rio. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo
assinada.

Prof. Celso Romanel

Presidente / Orientador

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – PUC-Rio

Prof^a. Simone Dealtry Gomes da Silva

Co-orientadora

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – PUC-Rio

Prof. Ricardo Gonçalves Cesar

Departamento de Geografia – UFRJ

Prof. Victor Zular Zveibil

Lábora Gestão Ambiental Urbana Ltda

Prof^a. Cristiane Vieira Jaccoud do Carmo Azevedo

UFRJ

Prof. Márcio da Silveira Carvalho

Coordenador Setorial de Pós-Graduação
do Centro Técnico Científico – PUC-Rio

Rio de Janeiro, 02 de outubro de 2017.

Todos os direitos reservados. É proibida a reprodução total ou parcial do trabalho sem autorização da universidade, do autor e do orientador.

Marlus Newton P B V de Oliveira

Advogado graduado pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio) em 2011. Ingressou na FEEMA (atual INEA) como estagiário voluntário em 2008, tendo atuado como advogado, ouvidor, chefe de gabinete, entre outras funções. Atualmente ocupada o cargo de diretor, sendo responsável pelas Componentes 2 e 3 do Programa de Saneamento Ambiental dos Municípios do Entorno da Baía de Guanabara e da Cooperação Técnica para o Fortalecimento da Gestão e Governança da Baía de Guanabara.

Ficha Catalográfica

Oliveira, Marlus Newton P B V de

Reutilização de áreas de lixões encerrados: aspectos jurídicos e ensaios ecotoxicológicos em chorume do lixão de Santa Cruz – RJ/ Marlus Newton P B V de Oliveira ; orientador: Celso Romanel ; co-orientadora: Simone Dealtry Gomes da Silva. – 2017.

106 f. : il. color. ; 30 cm

Dissertação (mestrado)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, 2017.

Inclui bibliografia

1. Engenharia Civil – Teses. 2. Engenharia Urbana e Ambiental – Teses. 3. Resíduos sólidos. 4. Gerenciamento de resíduos. 5. Refuncionalização. 6. Ecotoxicologia. I. Romanel, Celso. II. Cavalcanti, Simone Dealtry Gomes Alcoforado. III. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental. IV. Título.

CDD: 624

Agradecimentos

A todos os acadêmicos, professores, amigos e familiares que, imprudentemente, acreditaram e estimularam a fantasia de um advogado em concluir um mestrado de engenharia, o meu mais sincero agradecimento pela confiança.

A todos os 5M's (e um D), Murilo, Marcia, Mayara, Matheus e Davi, meus maiores incentivadores, que vibraram comigo em cada pequeno degrau superado e deram a mão nos muitos tropeços.

A minha noiva, Patricia Barbosa Ramos, e toda sua família, por suportar as ausências e o afastamento por razões acadêmicas mesmo nos momentos mais inconvenientes.

Aos amigos e colegas de trabalho, obrigado por estarem presentes quando precisei, seja para compartilhar informações, para ouvir lamúrias ou compartilhar pequenas vitórias.

Aos professores Simone Dealtry e Ricardo Cesar pela intensa troca de experiência e conhecimento, e pela hercúlea paciência em ensinar conceitos científicos a um profissional do direito.

Resumo

Oliveira, Marlus Newton P B V de; Romanel, Celso (orientador); Dealtry, Simone Dealtry Gomes da Silva. (co-orientadora). **Reutilização de áreas de lixões encerrados: aspectos jurídicos e ensaios ecotoxicológicos em chorume do lixão de Santa Cruz – RJ.** Rio de Janeiro, 2017. 106p. Dissertação de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Quando do encerramento do recebimento de resíduos sólidos urbanos (RSU) em uma área de lixão, usualmente é demandado pelo órgão ambiental a adoção de medidas mínimas de controle, como recobrimento, drenagem de chorume e coleta de gases. O monitoramento é exigido por longos períodos de tempo, sem que seja possível o uso do imóvel. Esta estratégia pode gerar discontinuidades urbanas, falhas no acompanhamento e ocupações irregulares. Uma abordagem alternativa seria a reutilização de tais áreas, devolvendo-as ao tecido urbano, aplicando-se as normas que estimulam a eficiência no uso de tais espaços, observados os parâmetros técnicos existentes na legislação. No caso do lixão de Santa Cruz, o recebimento de resíduos foi interrompido há aproximadamente 20 anos e o local permanece encerrado, recoberto e ainda não reutilizado. O monitoramento é feito pela companhia responsável pela gestão de RSU no Município do Rio de Janeiro. Foi realizada vistoria na área e foram coletados solo à montante da massa de resíduos e chorume drenado do aterro. O material foi submetido à análise de potencial Hidrogeniônico (pH), de salinidade (análises em andamento) e metais pesados (Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr, Hg e As) e verificou-se que as amostras de solo e chorume, estavam de acordo com os parâmetros das resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Adicionalmente, foi realizado bioensaio no chorume, que apresentou toxicidade. No presente caso, no entanto, a existência de fatores tóxicos desestimula essa reutilização. Sendo assim, verifica-se que a comparação com os parâmetros técnicos de tais resoluções em vigor não são suficientes para atestar a efetiva recuperação ambiental de um imóvel.

Palavras-chave

Resíduos sólidos; Gerenciamento de resíduos; Refuncionalização; Ecotoxicologia.

Extended Abstract

Oliveira, Marlus Newton P B V de; Romanel, Celso (advisor); Dealtry, Simone Dealtry Gomes da Silva. (co-advisor). **Closed dump area reuse: legal aspects and ecotoxicological tests on leacheate from the Santa Cruz - RJ dump.** Rio de Janeiro, 2017. 106p. Dissertação de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Urban solid waste management is a pending problem for several municipalities in Brazil, which insist on using irregular dumpsites for the final disposal of the waste generated within their territory. The official pools performed on 1989, 2000 and 2008 by the Brazilian Institute for Geography and Statistics (IBGE) have shown an improvement, although more than half of Brazilian municipalities still use open dumpsites. On a daily basis, almost ninety thousand tons of waste reaches dumpsites and, up to date, there are still 2.810 dumpsites operating in Brazil.

In the State of Rio de Janeiro the scenario seems to be improving faster. The State generates approximately 10% of the total amount of waste produced in Brazil and it has dedicated efforts to promote the proper waste management. For example, on 2003, prior to the federal regulation, the State issued the State Policy on Solid Waste Act (State Law #4.191/03).

The aforementioned law forbids any final disposal of waste that may cause damages to human health and well-being and to the environment. Also, it prevents open disposal, uncontrolled waste burning, disposal on abandoned site and, in addition to that, demands all dumpsites to be closed within a year from its publication. Although the deadline was not obeyed, it certainly created the sense of urgency that demanded authorities to work on this goal.

From 2000 to 2015, the State of Rio de Janeiro has closed 65% of the formerly active dumpsites: 129 areas were closed on this timespan. State's official numbers show that up to 98% of the waste was placed on sanitary landfills, significantly reducing the environmental impacts of such activity. Even though this number seems to be overestimated, it is clear that the State of Rio de Janeiro has made progress despite the slow advance on the national picture.

On 2010 National Congress issued the Brazilian National Policy on Waste Management Act (PNRS) stating that by the year of 2014 the waste proper disposal should be implemented, which includes the shutdown of all dumpsite and the application of the waste management hierarchy, ranging from waste prevention to proper final disposal. Needless to say this deadline was also not met by the authorities.

On the other hand, the aforementioned law does not mention what should be done with the dumping sites after they are closed. The National Policy does not provide any strategies to manage such areas in order to prevent problems such as irregular occupation and soil and groundwater contaminations.

With regards to final disposal of the waste in the soil, Brazilian authorities and entities usually consider three possible types of facilities to receive the waste: (i) sanitary landfills; (ii) controlled landfills; and (iii) dumpsites. A sanitary landfill uses engineer techniques and operational control to prevent damages to human health and safety and to the environment. Due to these techniques, the sanitary landfill is considered to be a proper final disposal of the waste in Brazil.

Controlled landfills and dumpsites are considered to be irregular ways to dispose the waste, since they can cause damage to the environment and human health. A controlled landfill is usually a former dumpsite, which was reformed and a few environmental and technical controls were installed in order to reduce the impacts of such activity. The dumpsites are open areas where the waste is dumped without any controlling measures. Common problems in those areas include waste picking activities, lack of safety for workers, irregular households, leachate contamination and spontaneous fires, among several others.

The restoration of such irregular areas, particularly dumpsites, must comply with numerous regulations, such as requesting a licensing before any modification is made to the site. When implementing a new facility, usually a three licenses procedure is applicable: (i) preliminary license, which approves the project concept and location; (ii) installation license, which allows the company to build its facilities, including pollution control equipment; and (iii) operation license, which authorizes the company to actually start its activities.

However, when a site is contaminated, the company must follow a different procedure and apply for an environmental restoration license. During this procedure, the environmental agency will evaluate the available data, request additional information and demand the restoration measures considered needed to control, avoid or reduce any damage to the environment or human health. The requests to be made by the environmental agency can vary, in accordance with each case characteristics, i. e., the agency shall be more demanding on projects located close to schools than it would be in an industrial site. After the restoration and controlling measures are efficiently implemented, the company may apply for a Closure Term. During this last procedure the company must prove the restorations is complete, by providing data collected from the site, demonstrating its comply with effluent and soil quality standards set forth on federal and state regulations.

It is important to notice that a recovery project is not an effortless endeavor. Such projects usually take a lot of work, time and investment to reach the applicable standards. On the other hand, it is not acceptable that those contaminated areas remain closed and abandoned for several years waiting for the natural recovery of soil and groundwater. Brazilian Federal Constitution sets forth the urban real estates should comply with the city's planning and the rural soil should be rationally used and protect the environment. On the same direction, Federal Law #10.257/01 establishes the need for efficiency on soil uses. Such enactment indicates the government and companies should work together in order to anticipate the reuse of contaminated areas, including former dumpsites.

Several successful cases have shown that the recovery of a waste contaminated site is feasible, for example: Sang-Am Millennium Park on South Korea is a former waste dump that was reformed into an urban park used during the World Cup; La Vall dèn Joan in Spain became a park, comprised on the landscape of Garraf Batual Park. Its embankments are used for farming; Hiriya in Israel has a Project to create an ecological park and a recycling park. In the United States, the Super Fund, administered by the Environmental Protection Agency (EPA), has funded more than a few successful cases for the recovery of brownfields, including the former dump known as Fresh Kills Park in New York.

As mentioned before, during the procedure for the Closure Term the company must submit several monitoring reports, demonstrating the improvement of site conditions, until it can be considered restored and in compliance with the standards. In this case, the environmental agency can issue the Closure Term allowing the company to start other activities on the site.

The aforementioned federal standards, however, are an issue who need to be addressed by the government. The Ordinance 420/09 issued by the Federal Environment Council was based on the regulation issued by the Environmental Agency of the State of São Paulo. Nevertheless, the State regulation was drafted following the same methodology from the Dutch list, issued by the Netherlands. The State Agency did made a few adaptations to the Dutch list methodology, however it did not performed any new experiments with tropical soil, fauna and weather, which jeopardizes the protection goals of the regulation.

Another issue is the lack of reference values for soil quality in the Brazilian States. The above mentioned Ordinance 420/09 sets forth all states should issue its reference values by December of 2014 and, up to date, only 5 States, out of 27, have established such values. Although there are federal reference values, in a large country such as Brazil, the soil characteristics may vary significantly from one region to another, thus its necessary to have specific standards for each region.

The federal regulation was an important step towards the management of contaminated sites, though it is imperative to move forward and update the regulation, based on experiments performed in accordance with Brazilian particulars. The results presented herein shows the standards currently in force may allow toxic substances to reach the environment.

In order to perform the present study, 4 areas formerly used as urban solid waste dumpsites were initially selected and the available data on these areas were assessed. The site located at the west zone of the city of Rio de Janeiro was selected, considering it was closed 20 years ago and was submitted to a closing procedure.

After the formal approval from the owning company, an inspection was performed on the site in order to acknowledge the area and collect soil and leachate. Approximately 10 kg of soil were collected on a spot located upstream the waste mass (lat. 22°52'16.41"S; long. 43°42'47.08"O). In addition, it was collected 10 liters of leachate from a collection tank, which receives the percolate from the dumping area.

The heavy metals content in the soil and leachate were established using ICP-OES. For the soil analysis, the results were below the detection limit for mercury (<0,03 mg/kg), cadmium (<0,8 mg/kg) and arsenic (<0,02 mg/kg). The concentrations for zinc (137 mg/kg), lead (43,1 mg/kg) and chrome (43,1 mg/kg), met the federal standards established by the Federal Environmental Council (CONAMA Ordinance 420/09). The value for copper (80,5 mg/kg) was above the prevention threshold, however it was significantly below the limits which demand actions to recover the area. The aforementioned regulation does not set forth standards for iron and aluminum contents.

With regards to the heavy metals on the leachate, the same method was used and the values for copper (<0,007 mg/L), lead (<0,03 mg/L), mercury (<0,03 mg/L), cadmium (<0,004 mg/L) and arsenic (<0,02 mg/L) were bellow the detection limits. The concentrations for zinc (0,05 mg/L), chrome (0,08 mg/L) and iron (6,9 mg/L) were in compliance with the federal (CONAMA Ordinance 430/11) and state standards (Technical Rule 202.R-10). The federal rule does not established standards for aluminum, however the identified concentration (3,0 mg/L) met the state standards.

As mentioned above, the results found herein met the heavy metals content standards issued by the Federal Environment Council (Ordinances 420/09 and 430/11) and State Agency (Technical Rule 202.R-10) which seem to indicate the area could be safely used. Despite to that, the bioessays describes on this study showed the leachate toxicity.

The acute toxicity test performed with earthworms, local soil and leachate caused the death of 100% of the individuals when the soil was saturated with 100% and 90% of leachate. Only 30% and 60% of the species survived when used

70% and 50% of leachate to saturate the soil. When exposed to the natural soil (gleysoil) all earthworms survived. Also, it was observed a reduction of the biomass on the remaining subjects, reassuring the stress scenario.

Taking into account the heavy metals concentration complied with the applicable standards, the high toxicity found during the bioassays with the leachate indicates: (i) there is a stress factor not considered by the regulations; (ii) the federal regulation, which was formulated following the Dutch list methodology, established thresholds bellow the values required to protect the Brazilian ecosystem. Moreover, the aforementioned regulations failed to establish standards for pH and salinity, for example, two major stress factors to the ecosystem.

Additional studies shall be performed in order to establish the toxic substance in the samples. Complimentary studies may also be performed to provide further information on leachate toxicity, behavioral effects and confirm the non-observed effect level established by Priprobit software.

In any case scenario, it is clear the regulations in force are not able to guarantee the safety reuse of a former dumpsite. Therefore, these standards shall be updated after the proper studies are performed, taking into account the Brazilian characteristics, including soil natural values and local fauna and flora.

Keywords

Solid waste; Waste management; Refunctionalization; Ecotoxicology.

Sumário

1. Introdução	19
1.2. Problema e objetivos da pesquisa	23
2. Cenário da destinação final de RSU no Brasil	26
2.1. Bases de dados disponíveis referentes a RSU no Brasil	26
2.2. Bases de dados disponíveis referentes a RSU no Rio de Janeiro	27
2.3. A destinação final de RSU no Brasil	28
2.4. Gestão de RSU no Estado do Rio de Janeiro	31
2.5. Políticas públicas de atendimento a catadores	41
3. Arcabouço legal para a reutilização de áreas de lixões	44
3.1. Empreendimentos de destinação final de RSU	44
3.2. Os lixões face à legislação ambiental	46
3.3. Encerramento e refuncionalização	48
4. Licenciamento Ambiental e encerramento de atividades	51
4.1. Licenciamento de novas atividades de gerenciamento de RSU	51
4.2. Licenciamento ambiental para encerramento de lixões	53
4.3. Parâmetros técnicos de recuperação	55
4.4. Valores de referência, de prevenção e de investigação	58
5. Avaliação laboratorial de chorume em lixão encerramento, de acordo com a legislação vigente	61
5.1. Bioensaios de chorume em lixão encerrado	62
5.1.1. Ecotoxicologia	62
5.1.2. Avaliação aquática e terrestre	66
5.1.3. Espécies utilizadas na ecotoxicologia terrestre	69
5.1.4. Tipos de ensaios de ecotoxicologia terrestre com anelídeos	71
6. Material e Métodos	75
6.1. Seleção de estudo de lixões desativados	75
6.2. Área de estudo e amostragem	75
6.3. Determinação do teor total de metais pesados	78
6.4. Teste de toxicidade aguda com minhocas (<i>Eisenia andrei</i>)	78
7. Resultados	80
7.1. Teor de metais pesados e pH em solo e chorume	80
7.2. Ensaio de ecotoxicidade aguda	82
8. Discussão	85
Referências bibliográficas	92

Lista de figuras

Figura 1 – Modelagem do problema de pesquisa	22
Figura 2 – Municípios com manejo de resíduos sólidos	27
Figura 3 – Panorama dos Resíduos Sólidos 2014	29
Figura 4 – Percentual de RSU coletado por região geográfica em 2016	30
Figura 5 – Geração e coleta de RSU no Estado do Rio de Janeiro no ano de 2015	31
Figura 6 - Resultado do Programa Lixão Zero até 2014	33
Figura 7 – Destino final de RSU no Estado do Rio de Janeiro em 2014 e 2015	33
Figura 8 – Consórcios intermunicipais de gestão de resíduos sólidos, com destaque para Centro-Sul Fluminense I, Serrana II e Vale do Café	34
Figura 9 – Resultado da aferição do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos Sólidos no Estado do Rio de Janeiro em 2013	36
Figura 10 – Número de Municípios que destina RSU a aterros sanitários	37
Figura 11 – Hierarquia no gerenciamento de RSU na Europa	40
Figura 12 – Hierarquia no gerenciamento de RSU no Brasil	40
Figura 13 – Foto aérea do aterro sanitário denominado Central de Tratamento de Resíduos de Nova Iguaçu, em operação no Estado do Rio de Janeiro	45
Figura 14 – Lixão do Triunfo, no Município de Volta Redonda/RJ	46
Figura 15 – Water Square Bentemplein, Rotterdam, Holanda	50
Figura 16 – Campo de atuação da ecotoxicologia	64
Figura 17 – Ecossistema aquático	67
Figura 18 – Teste de bioacumulação com carpas	68
Figura 19 – Estante de cultivo de <i>Eisenia Andrei</i> no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos da Universidade de Coimbra (Portugal), semelhante à disponível no Laboratório da UFRJ	71
Figura 20 – Detalhe de minhoca adulta da espécie <i>Eisenia Andrei</i> utilizada no teste de ecotoxicidade, com clitelo bem desenvolvido	71
Figura 21 – Aspecto do ensaio de ecotoxicidade aguda	72
Figura 22 – Aspecto do ensaio de fuga com separador plástico	73
Figura 23 – – Aspecto do ensaio de reprodução na Universidade de Coimbra (Portugal)	74

Figura 24 – Aspecto do ensaio de bioacumulação	75
Figura 25 – Localização e polígono do lixão de Santa Cruz, atualmente encerrado	77
Figura 26 – Mapa de uso e cobertura do solo na região do Lixão de Santa Cruz	77
Figura 27 – Mapa de solos na região do Lixão de Santa Cruz	78
Figura 28 – Coleta de solo realizada em 16 de maio de 2017 no lixão de Santa Cruz	79
Figura 29 – Lagoa de acumulação de chorume drenado do lixão de Santa Cruz	79

Lista de tabelas

Tabela 01 – Casos de sucesso na recuperação de <i>brownfields</i> nos Estados Unidos	20
Tabela 02 – Municípios com tratamento de resíduos sólidos	28
Tabela 3 – Percentual de Municípios que utilizam lixões, aterros controlados e aterros sanitários	28
Tabela 4 – Número de municípios utilizando lixões em 2012, 2013 e 2017, de acordo com a fonte utilizada.	35
Tabela 5 – Arranjos regionais previstos para a correta destinação final de RSU em todos os municípios do Estado do Rio de Janeiro	38
Tabela 6 – Estados que estabeleceram os valores de referência de qualidade de solo em seu território, comparativo de 2015 e 2016	57
Tabela 7 – Diferenças entre toxicologia clássica e a ecotoxicologia	62
Tabela 8 – Testes padronizados de ecotoxicidade terrestre usando invertebrados	70
Tabela 9 – Comparação dos resultados da análise de pH e metais pesados no solo com os limites de prevenção estabelecidos na Resolução CONAMA 420/09	82
Tabela 10 – Comparação dos resultados da análise de cobre no solo com os limites de prevenção e investigação estabelecidos na Resolução CONAMA 420/09	83
Tabela 11 – Comparação dos resultados de pH e o teor de metais pesados no chorume com os parâmetros para lançamento estabelecidos na Resolução CONAMA 430/11 e na NT 202	84
Tabela 12 - Taxa de sobrevivência e redução de biomassa dos indivíduos expostos a diferentes doses de chorume durante o teste de ecotoxicidade aguda	85
Tabela 13 – Valores de CL50 e de NOEL obtidos em bioensaio agudo com <i>Eisenia Andrei</i> utilizando gleissolo saturado com diferentes dosagens de chorume	86

Lista de abreviaturas e siglas

AAS – Espectrômetro de Absorção Atômica

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ALERJ – Assembleia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro

CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CL50 – Concentração Letal Média

CEPERJ – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro

COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONVALE – Consórcio Vale do Café

CRA – capacidade máxima de retenção de água

CTC – capacidade de troca catiônica

EPA – United States Environmental Protection Agency

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente/MG

FFECAM – Fundo Estadual de Conservação Ambiental

IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICP-OES – Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente

INEA – Instituto Estadual do Ambiente/RJ

IPCC – Painel Intergovernamental para Mudanças Climática

IPP – Instituto Pereira Passos

LAR – Licença Ambiental de Recuperação

LI – Licença de Instalação

LO – Licença de Operação

LOR – Licença de Operação e Recuperação

LP – Licença Prévia

LPI – Licença Prévia e de Instalação

NBR – Norma Brasileira

NOEL – No Observable Effect Level

NT – Norma Técnica/RJ

PERS – Plano Estadual de Resíduos Sólidos/RJ

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SEA – Secretaria de Estado do Ambiente/RJ

SLAM – Sistema Estadual de Licenciamento Ambiental/RJ

SMAC – Secretaria Municipal de Meio Ambiente/RJ

TE – Termo de Encerramento

UFRJ – Universidade Federal Fluminense

VRQ – Valores de Referência de Qualidade do Solo

1. Introdução

A destinação final de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil não é um problema recente. Conforme apresentado na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) (IBGE, 2008), em 1989 quase 90% dos municípios brasileiros destinavam seus RSU a lixões. Os dados da pesquisa mais PNSB mais recente são de 2008 e indicam que houve uma queda no número de municípios que destinam os seus RSU a vazadouros a céu aberto, passando para 50,8% na data da pesquisa (IBGE, 2008). Neste sentido, o país continua longe de atingir a maturidade institucional necessária para que a questão deixe de ser considerada um passivo para as futuras gerações, que continuarão arcando com os danos ambientais da atividade por muito anos. Isso porque, segundo os dados atuais disponíveis no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2015 22% de todos os resíduos gerados no Brasil foram para lixões ou aterros controlados.

Algumas normas mais recentes têm avançado no sentido de tratar o problema, sendo válida menção especial à Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei Federal 12.305/2005) que determinou, entre outras obrigações, o encerramento dos lixões atualmente em operação. Um dos resultados pode ser observado no caso do Estado do Rio de Janeiro, segundo a Secretaria de Estado do Ambiente (SEA), em 2014 destinou 98% dos seus resíduos para aterros sanitários (SEA, 2015). O avanço, contudo, gera novos problemas ainda não endereçados pelo legislativo, como o destino futuro de tais lixões e aterros controlados após o encerramento, matéria objeto do presente trabalho. As áreas de disposição irregular de RSU possuem algumas características que costumam se assemelhar: extensões razoavelmente grandes, proximidade de aglomerados subnormais, vias de acesso próximas utilizadas no transporte de resíduos, contaminação do solo, localização em região com reduzido valor de mercado, etc (PERS, 2013).

Após o encerramento, os locais anteriormente utilizados para a destinação final comumente se tornam amplos espaços ociosos, sem nenhuma utilização econômica ou social, muitas vezes em áreas carentes de espaços de utilização pública, podendo causar poluição do ar e das águas (FEAM, 2010). Um exemplo

recente dos riscos desta ociosidade pode ser observado no deslizamento de solo ocorrido numa área de lixão desativado no morro do Bumba, no Estado do Rio de Janeiro, com 166 vítimas e mais de um milhão de pessoas afetadas (MARINO et al., 2014).

No caso do Estado do Rio de Janeiro, os 42 municípios que ainda possuíam lixões em operação (Plano Estadual de Resíduos Sólidos, PERS, 2013) e assim como aqueles que possuem áreas anteriormente utilizadas como lixões e atualmente abandonadas, precisam inserir na sua agenda a necessidade de recuperação e utilização de tais locais. Para que fosse possível a recuperação de vazadouros, o Inea adotou a estratégia de exigir como condicionantes de licenças ambientais de novos aterros, a recuperação de vazadouros. Melhor explicando, quando é solicitada a licença ambiental para um novo aterro sanitário, o órgão ambiental realiza a análise técnica e inclui na licença ambiental diversas condicionantes e medidas compensatórias necessárias para o bom funcionamento do novo empreendimento. No âmbito do Programa Lixão Zero, o Inea passou a exigir que uma destas condicionantes fosse a recuperação de vazadouros nos Municípios onde o aterro irá se instalar, como ocorrido no caso da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica, que foi demandada a recuperar os vazadouros de Seropédica e Itaguaí.

A despeito disto, inexistente regulamentação específica acerca da forma de recuperação e padrões de segurança para a recuperação de tais áreas e sua reutilização, gerando incerteza tanto para empreendedores quanto para órgãos de controle ambiental. As normas e parâmetros de qualidade estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabelecem concentrações máximas de poluentes que caracterizariam contaminação, entretanto deixam de considerar efeitos tóxicos do chorume, o que pode ser verificado por meio de análises ecotoxicológicas (MARINHO, 2017).

Neste sentido, convém ressaltar que os parâmetros estabelecidos nas normas técnicas nacionais acerca de contaminação do solo foram meditados em 2009, através da Resolução CONAMA 420. A referida norma repetiu os valores estabelecidos pelo Estado de São Paulo que, por seu turno, adotou metodologia holandesa para estabelecimento de tais parâmetros. Passados mais de 15 anos da

edição da primeira norma paulista, parece oportuno o início das pesquisas com vistas ao estabelecimento de parâmetros nacionais com base em pesquisas feitas com solos e espécies locais (MARQUES, 2016).

A experiência internacional apresenta iniciativas exitosas na reutilização de áreas anteriormente destinadas ao recebimento de resíduos. Os Estados Unidos, por exemplo, possui inúmeros casos de sucesso quando se trata de remediação e reutilização de brownfields (HIRSCHHORN, 2002):

A existência de um número tão vasto de projetos se deve, em parte, a existência de um fundo específico para financiamento de atividades desta natureza (*Super Fund*), assim como as ações do setor de fiscalização e cumprimento (*enforceability*) da *EPA* (Agência Ambiental Americana). De acordo com a Tabela 1, que mostra a recuperação de áreas contaminadas, não apenas por lixo, existem diversos exemplos de áreas utilizadas no passado para destinação final de RSU e posteriormente reutilizadas, como, por exemplo o caso de *Fresh Kills Park*, antigo aterro de Nova Iorque, cujo projeto prevê a implantação de um parque público, com atividades como cavalgadas, passeio de caiaque, prática de esporte, entre outras (KLENOSKY, 2017; ALLIANCE, 2013). Aliás, com relação a usos futuros de áreas de depósito de RSU, outros países também possuem casos de sucesso podendo ser citados: *Sang-Am Millennium Park* na Coreia do Sul: parque urbano utilizado na Copa do Mundo da Coreia do Sul, constituído por um complexo de 5 parques menores (SOTOCA, 2012); *La Vall d'en Joan* na Espanha, onde após o encerramento, o aterro foi incorporado à paisagem do Parque Natural de Garraf, onde ele fica localizado, com a utilização dos cortes de aterros como área de cultivo (ARCHITIZER, 2016); *Hiriya* em Israel, onde o projeto prevê a criação de um parque ecológico e um parque de reciclagem (SANCHES, 2011), entre vários outros.

Estado	Projetos
Califórnia	Los Angeles River Greenway, Los Angeles; Damson Oil site, Venice; Welch's site, Los Angeles; Pemaco Site, Maywood; Chevron Oil Fields, Whittier
Colorado	Northside Treatment Plant, Denver
Florida	Five brownfields converted into Cascades Linear Greenway, Tallahassee
Georgia	Scripto Factory, Atlanta
Illinois	Origin Site, Chicago; Burnham Greenway, Chicago

Louisiana	Cargill site, Shreveport
Massachusetts	East Boston Greenway, Boston; Columbia River Tire Site, Boston; Lowell Youth Soccer field, Lowell; Oxford Paper site, Lawrence
Michigan	BASF South Works, Wyandotte
Minnesota	Crosby Lake Business Park, St. Paul
Montana	Old Works Site, Anaconda
New York	Sixth Avenue and 15th St. Community Garden, Brooklyn; Irvington Park, Irvington; Long Dock Peninsula, Beacon
Pennsylvania	New Kensington Neighborhood Greening Program, Philadelphia; Herr's Island, Pittsburg
Rhode Island	Riverside Mills and Lincoln Lace and Braid sites, Providence (part of the Woonasquatucket River Greenway Project)
Texas	Springdale Park, Austin; Trinity River Property, Dallas
Washington	Olympic Sculpture Garden, Seattle; Gas Works Park, Seattle
Wisconsin	Hank Aaron State Trail, Milwaukee

Tabela 1 - Casos de sucesso na recuperação de brownfields nos Estados Unidos.

Fonte: HIRSCHHORN, 2002.

O presente estudo tem como objetivo avaliar a viabilidade jurídica da reutilização de áreas de lixão após o seu encerramento, assim como avaliar os parâmetros técnicos atualmente em vigor na legislação nacional e estadual. Na sequência, foram comparados os resultados físicos e químicos obtidos das amostras de solo e chorume, com os resultados obtidos nos ensaios de ecotoxicidade aguda, de forma a aferir efetivamente a possibilidade de reutilização do lixão de Santa Cruz.

O referido lixão está localizado na porção oeste do Município do Rio de Janeiro e foi utilizado no passado para recebimento de (RSU) da população vizinha à área. O local é administrado pela Companhia Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura do Rio de Janeiro, que atualmente é responsável pelo monitoramento a área. Considerando que o local foi encerrado há aproximadamente 20 anos, no momento atual é possível iniciar as avaliações acerca da possibilidade de refuncionalização da área, de forma que o presente trabalho poderá contribuir no aumento do conhecimento da área e aferição de eventuais riscos ecotoxicológicos existentes no local.

1.2. Problema e objetivos da pesquisa

Segundo LIMA (2012), a utilização de lixões implica em problemas à saúde pública, ao meio ambiente, assim como em problemas econômicos, pelo desperdício de materiais e energia. A modelagem do problema sinteticamente representada na Figura 1, demonstra alguns destes aspectos.

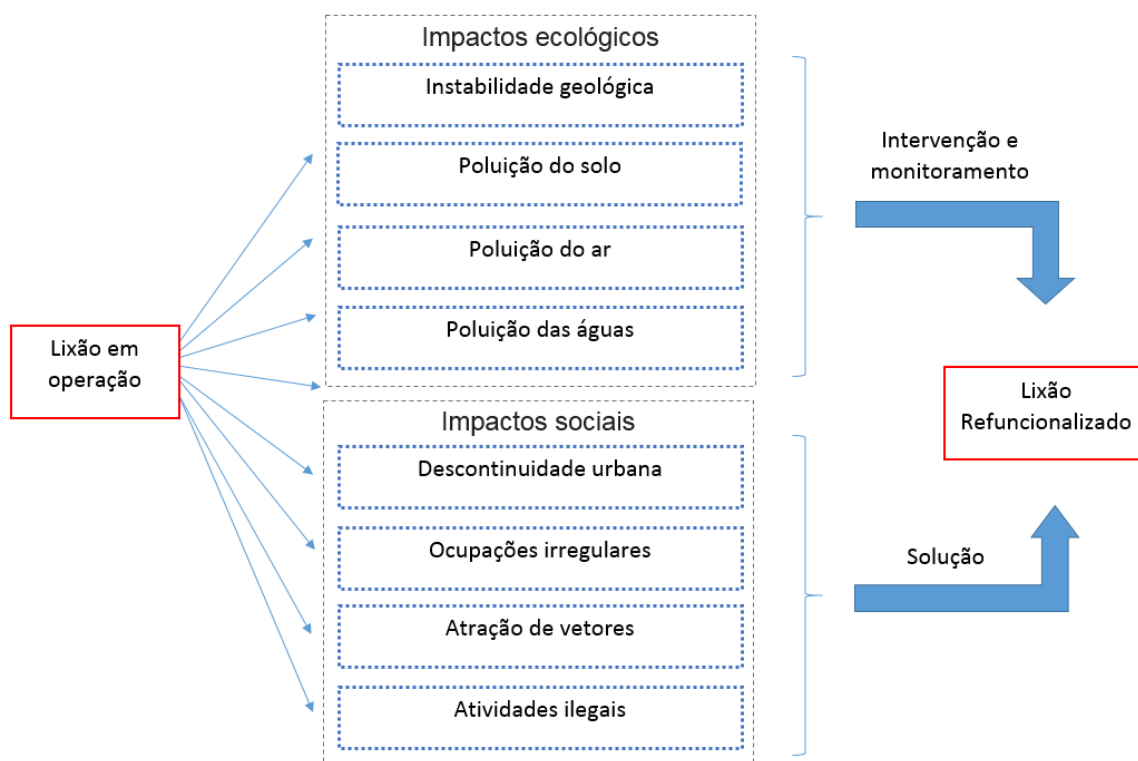


Figura 1 - Modelagem do problema de pesquisa.

Tais problemas podem ser mitigados quando da interrupção do recebimento de RSU em determinado lixão, uma vez que cessará o incremento de poluidores no meio. Entretanto, a paralisação do aporte de material não impede a continuidade do percolamento de chorume, assim como não impede a ocupação irregular ou eventual instabilidade geológica em virtude de recalques decorrentes da decomposição do lixo, entre outros impactos (FEAM, 2010). Ordinariamente, ao avaliar o pedido de encerramento de um antigo lixão, os órgãos licenciadores levam em consideração a necessidade de interromper o recebimento dos resíduos, demandar medidas mínimas de recuperação da área (cercamento e recobrimento)

e exigir o monitoramento da área por longos períodos de tempo, sem que seja possível a utilização do local (LANZA, 2009). Esta postura conservadora, como dito anteriormente, mantém a descontinuidade na malha urbana, dando azo ao surgimento de ocupações irregulares ou outros impactos ambientais, em especial quando o monitoramento e o acompanhamento não são feitos de forma adequada pelo responsável da área. Aliás, não é demais observar que em diversos casos há dificuldade em determinar o responsável por tais locais, uma vez que este passivo ambiental nem sempre é controlado e operado por uma entidade, diluindo-se a responsabilidade entre prefeituras, proprietários de imóveis vizinhos e outros agentes.

Por tal motivo, não deve ser considerado suficiente o mero encerramento de lixões, sendo necessária a efetiva adoção de medidas para a recuperação da área e aceleração de sua reutilização pela população local. Note-se, neste sentido, que a interrupção do recebimento de resíduos, com o recobrimento final da área e instalação de cobertura superficial verde pode passar a impressão de adequação, porém os impactos ambientais permanecem ocorrendo na subsuperfície (FEAM, 2010). Somente com medidas de recuperação, em especial ações de refuncionalização da área, é possível a eliminação de alguns dos impactos. A refuncionalização, neste contexto, deve ser entendida como o tratamento ou recuperação de determinada área, anteriormente utilizada para fins de recebimento de RSU, permitindo a sua utilização para outra finalidade (EVASO, 1999 apud LEITE, 2005). Este tipo de medida permite transformar um passivo ambiental em um empreendimento produtivo, gerando um ativo para a Prefeitura.

No mesmo sentido, a interação dos fatores de poluição de um lixão com o meio ambiente e a população vizinha pode gerar diversos danos à saúde humana, dentre os quais podemos ressaltar a contaminação de águas subterrâneas utilizadas para consumo e contaminação de águas superficiais usadas para lazer ou pesca (SANTOS, 2008). Outras formas de impacto à saúde humana podem decorrer da via ocupacional, como micoses em catadores decorrente da falta de uso de equipamento de proteção individual (EPI); via ambiental, no caso de inalação de gases e atração de vetores; e alimentar, podendo gerar infecções pela ingestão de animais que se alimentam dos resíduos orgânicos (CAVALCANTE, 2007).

Neste contexto, o presente trabalho pode ser macro dividido em três etapas: a primeira consistiu na avaliação do cenário atual da destinação final de RSU no Brasil e no Rio de Janeiro. A segunda etapa tratou de uma revisão bibliográfica acerca da possibilidade jurídica de reutilização de áreas de lixão após o seu encerramento, sendo escolhido o lixão de Santa Cruz como área a ser estudada. A terceira etapa, por seu turno, consistiu na análise crítica dos parâmetros estabelecidos na legislação atual sobre a recuperação de áreas degradadas e compara os resultados das análises físico-químicas com os resultados da análise ecotoxicológica de chorume de amostras coletadas na área do lixão desativado selecionado.

Desta forma, afora a revisão bibliográfica, a metodologia da pesquisa acerca dos ensaios de ecotoxicidade, foram apresentados ao longo do presente trabalho, previamente à análise de tais ensaios.

2. Cenário da destinação final de RSU no Brasil

2.1. Bases de dados disponíveis referentes a RSU no Brasil

Anteriormente à descrição dos dados sobre RSU, é importante fazer um esclarecimento. É que as fontes de dados relacionados aos resíduos sólidos no Brasil são limitadas e, muitas vezes, pouco confiáveis (OLIVEIRA et al, 2017). Isso porque, uma parcela dos dados decorre das Pesquisas Nacionais de Saneamento Básico promovidos pelo IBGE, porém a última pesquisa tem como referência o ano de 2008 e, portanto, já bastante defasada. Outra fonte comumente utilizada são os relatórios intitulados como Panorama os Resíduos Sólidos, elaborados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). Tais dados, no entanto, embora sejam atualizados com maior frequência, tendem a apresentar cenários mais negativos que os disponíveis em bancos de dados oficiais.

Uma outra fonte de dados é o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), administrado pelo Ministério das Cidades do Governo Federal. Esta base de dados também possui críticas, em especial em virtude de seu caráter auto-declaratório e não auditado. Em outras palavras, os Municípios ou empresas prestadores de serviços de saneamento preenchem seus próprios dados e, muitas vezes, de forma inadequada ou por meio de estimativas. Exemplo disso é que segundo o SNIS (2017) em 2015 somente 30% dos Municípios brasileiros fizeram pesagem rotineira dos resíduos coletados, de forma que parte dos dados divulgados acerca da massa de resíduos sólidos coletados são estimados.

Estas limitações de bases de dados muitas vezes implicam na contradição das informações presentes em cada uma das fontes. Metodologicamente este desafio foi superado pela preferência à adoção das bases de dados oficiais, em especial o SNIS. É que esta é a base de dados oficial do Governo Federal, possui os dados oficiais mais atualizados e, ademais, possui uma série histórica razoável para subsidiar as informações em avaliação neste estudo. Ademais, trata-se de uma importante ferramenta de transparência e tomada de decisão, razão pela qual

é importante reforçar a sua utilização, apontando eventuais falhas para que sejam corrigidas de forma adequada.

Nos casos em que não foi possível sua utilização, ou que a informação não estava disponibilizada, foram adotadas outras bases de dados oficiais, como a PNSB e outras pesquisas do IBGE. Os trabalhos desenvolvidos por este Instituto possuem reconhecida credibilidade e são comumente utilizados em pesquisas científicas. No mesmo sentido, as limitações de eventuais pesquisas também são amplamente conhecidas, como falta de treinamento de alguns recenseadores e de alguns entrevistados.

2.2.

Bases de dados disponíveis referentes a RSU no Rio de Janeiro

As bases de dados acima referenciadas, no entanto, não apresentam informações regionalizadas por Estados ou Municípios de forma precisa. Por tal motivo, no âmbito do Estado do Rio de Janeiro, uma importante base de dados utilizados foram os estudos e relatórios divulgados no âmbito do Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS). O estudo inclui um relatório síntese e 10 volumes adicionais, que incluem informações sobre diagnósticos, arranjos regionais, avaliação de alternativas tecnológicas, metas, entre outras.

As demais fontes disponíveis, como dados da ABRELPE e trabalhos de natureza acadêmica, foram utilizadas de forma complementar aos referidos bancos de dados oficiais, em especial nos casos de insuficiência de informações nas bases mencionadas acima ou quando da necessidade de obtenção de dados mais atualizados.

De toda sorte, permanece o alerta no sentido de que é necessária o reforço das bases de dados existentes, em especial o SNIS, com vistas à estabelecer uma base de dados sólida e com informações confiáveis para subsidiar a tomada de decisão do governo, sociedade e iniciativa privada (OLIVEIRA et al, 2017).

2.3. A destinação final de RSU no Brasil

Segundo dados da PNSB de 2008, dos 5.564 municípios brasileiros, apenas 2 não possuem nenhum tipo de serviço de manejo de resíduos sólidos (IBGE, 2008). Como pode ser observado na Figura 2, os dados do IBGE (2008) parecem indicar que quase a totalidade dos municípios possui manejo de resíduos sólidos a contento.

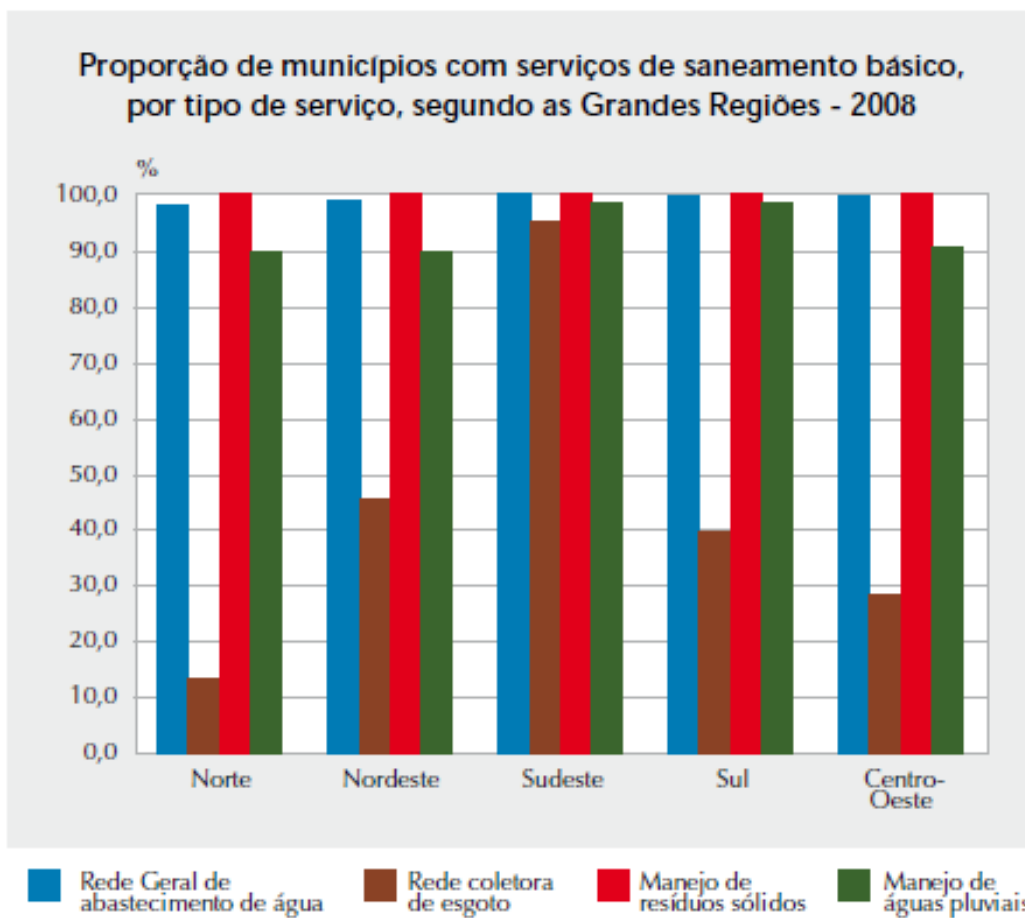


Figura 2 – Municípios com manejo de resíduos sólidos.
Fonte: IBGE, 2008.

Para a elaboração da referida figura, no entanto, o IBGE considerou como “manejo de resíduos sólidos” qualquer atividade de gestão dos resíduos. Assim, mesmo os municípios que possuem apenas varrição de vias públicas, foram considerados na barra vermelha da Figura 2. Os dados podem ser melhor interpretados na tabela 2 da PNSB, onde verifica-se que apenas 936 municípios possuem efetivo tratamento de resíduos sólidos (IBGE, 2008):

Municípios		
Total	Com serviço de manejo de resíduos sólidos	
	Total	Natureza dos serviços
		Tratamento de resíduos sólidos
5 564	5 562	936

Tabela 2 – Municípios com tratamento de resíduos sólidos.
(adaptada de IBGE, 2008).

É importante ressaltar que da totalidade das unidades de destinação final de resíduos sólidos contemplados na pesquisa do IBGE, apenas 441 unidades possuem sistema de coleta e queima dos gases gerados, enquanto apenas 39 possuem geração de energia a partir do metano coletado (IBGE, 2008). Estas tecnologias são essenciais para redução dos impactos das atividades de gerenciamento de RSU.

Ao avaliar a evolução histórica da destinação final de RSU no Brasil, é possível aferir que houve uma importante melhora desde 1989 até a última pesquisa do IBGE. De toda forma, a Tabela 3 demonstra que ainda hoje a utilização de lixões se constitui como a escolha preferencial dos municípios brasileiros.

Ano	Destino Final dos resíduos sólidos, por unidades de destino dos resíduos (%)		
	Vazadouro a Céu aberto	Aterro Controlado	Aterro Sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Tabela 3 – Percentual de Municípios que utilizam lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Segundo o IBGE, os somatórios podem ser superiores a 100%, pois os quesitos não são excludentes.

Fonte: IBGE, 2008.

Segundo os dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2014), o ano de 2014 observou uma pequena melhora em relação à última pesquisa divulgada pelo IBGE, verificando-se que 58,4% dos municípios destinaram seus RSU de maneira adequada (aterros sanitários) (Figura 3).

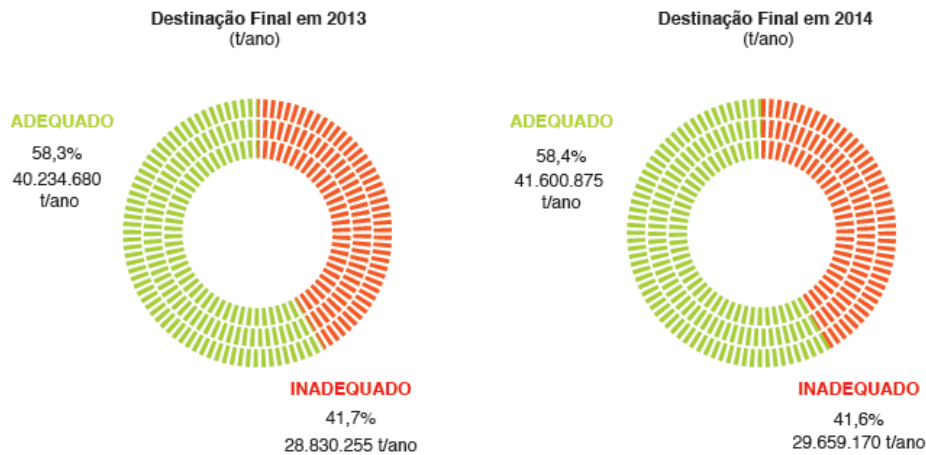


Figura 3 – Panorama dos Resíduos Sólidos 2014 .
Fonte: ABRELPE, 2015.

Se considerada a quantidade de RSU gerada, aproximadamente 167 mil toneladas diárias são encaminhadas para aterros sanitários, enquanto pouco mais de 86 mil toneladas de lixo diárias são depositadas em vazadouros a céu aberto, vazadouros em áreas alagadas ou aterros controlados (ABRELPE, 2014). Ou seja, embora mais de 50% dos municípios brasileiros ainda usem lixões, tais locais recebem uma quantidade menor de RSU em relação aos aterros sanitários, que possuem maior capacidade de armazenamento. Segundo dados do Diagnósticos do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos de 2015, da massa total de RSU gerados em território nacional 10,1% são encaminhados a lixões; 11,5% a aterros controlados e 60,9% a aterros sanitários (SNIS, 2017).

Por outro lado, a expressiva quantidade de lixões ainda em operação, 2.810 de acordo com IBGE (2008), revela que ainda estamos distantes da solução definitiva. Este quantitativo deve servir de alerta para os tomadores de decisão acerca do que será feito com tais áreas após o seu encerramento. Cabe ressaltar que, de acordo com os dados da PNSB, no ano de 2000 existiam 5.993 lixões em operação no Brasil (IBGE, 2000). Comparando-se com os dados atuais, verifica-se o encerramento de mais de 3.000 empreendimentos desta natureza (IBGE, 2008). Não é demais lembrar que a Lei da PNRS já determinou o encerramento de lixões, razão pela qual há necessidade de planejar o futuro de tais locais, sob pena do surgimento de diversos espaços subutilizados no tecido urbano, com riscos de ocupações irregulares, danos à saúde humana e ao meio ambiente. No mesmo

sentido, os dados do SNIS vem demonstrando a redução da massa de resíduos recebidos em lixões (reduzido de 12,4% para 10,1% entre 2014 e 2015) e aterros controlados (reduzido de 13,1% para 11,5% entre 2014 e 2015), e o consequente aumento do uso de aterros sanitários (aumento de 52% para 60,9% de 2014 a 2015 (SNIS, 2017).

2.4. Gestão de RSU no Estado do Rio de Janeiro

Segundo dados da ABRELPE (2017) referentes ao ano de 2016, a região sudeste responde por mais de 50% dos RSU coletados de todo o país, somando mais de 100.000 mil toneladas diárias (Figura 4).

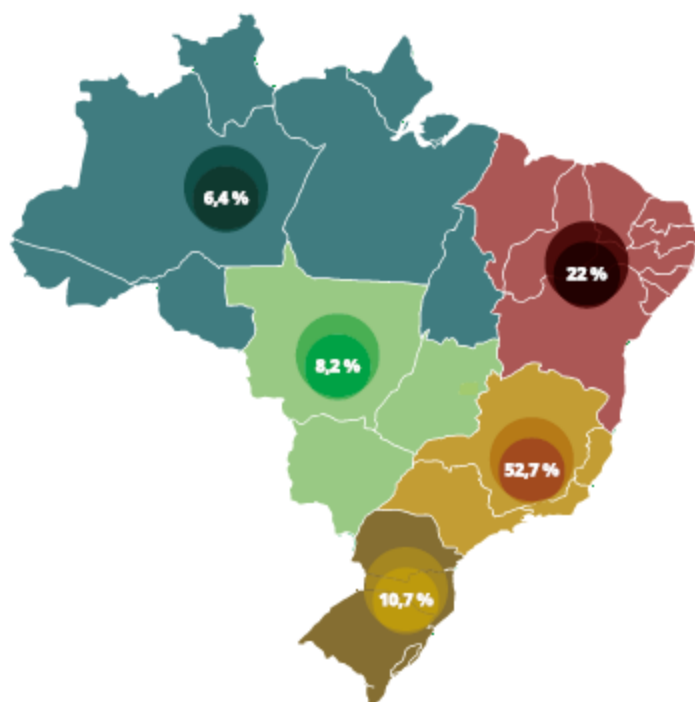


Figura 4 – Percentual de RSU coletado por região geográfica em 2016.
Fonte: ABRELPE, 2017.

O Estado do Rio de Janeiro, conforme Figura 5, representa aproximadamente 10% de toda a geração de RSU do país. De fato, as áreas mais economicamente desenvolvidas tendem a apresentar uma maior geração per capita de resíduos, com um percentual menor de orgânicos (geralmente em virtude da presença de embalagens, como plásticos e papéis).

População Total		RSU Gerado (t/dia)		RSU Coletado			
				(Kg/hab/dia)		(t/dia)	
2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
16.461.173	16.550.024	21.834	22.213	1,307	1,323	21.518	21.895

Figura 5 – Geração e coleta de RSU no Estado do Rio de Janeiro no ano de 2015 (dados por Estado não foram disponibilizados no Panorama de 2016).

Fonte: ABRELPE, 2016.

Os números apresentados pela ABRELPE, no entanto, divergem significativamente do PERS. Neste sentido, o PERS calculou a geração per capita média do Estado do Rio de Janeiro em 1,10 kg/hab/dia. Na região metropolitana, onde a geração é superior, a geração per capita obtida foi de 1,19 kg/hab/dia. Tais valores influenciam significativamente a estimativa de geração diária de RSU no Estado, que de acordo com o PERS é de 16.970 toneladas (PERS, 2013). Os valores apresentados no SNIS se aproximam mais daqueles indicados no PERS, sendo a estimativa de geração per capita na região Sudeste de 0,96 kg/hab/dia e no Estado do Rio de Janeiro 0,98 kg/hab/dia (SNIS, 2017).

Apesar do significativo volume gerado, o Estado vem apresentando um resultado mais favorável na gestão de RSU, em relação aos dados nacionais demonstrados pelo SNIS. Isso se deve, em parte, à existência de legislação específica sobre destinação final de RSU editada bem antes do advento da norma federal sobre a matéria. No âmbito nacional, somente em 2010 foi estabelecido o marco legal da PNRS, com a publicação da Lei Federal 12.305. O Estado do Rio de Janeiro, desde 2003, já possuía norma própria tratando do assunto (Lei Estadual 4.193/2003).

Neste sentido, a Assembleia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro (Alerj), em 30 de setembro de 2003 aprovou a Lei Estadual 4.191 que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos, já prevendo em seu artigo 3º que a disposição de resíduos sólidos deveria ser feita de forma a não gerar “*malefícios ou inconvenientes à saúde, ao bem-estar público e ao Meio Ambiente*”. O mesmo artigo, em seu §1º, expressamente proibiu atividades como a disposição de resíduos a céu aberto, queima ao ar livre, lançamento em cursos de água ou terrenos baldios ou qualquer outra forma de disposição em local não adequado. Em adição, foi prevista pela norma uma meta ousada: eliminação da destinação

final em vazadouros em um ano após a sua publicação (conforme art. 10 da Lei 4.191/2003). Embora não tenha sido cumprido, o prazo exíguo estabeleceu o senso de urgência necessário para a adoção das medidas com vistas ao encerramento de vazadouros. A exemplo disso, vale menção ao Programa Lixão Zero, da Secretaria do Estado do Ambiente, que estimulou a redução do uso dos vazadouros como locais de disposição final de RSU, assim como implantou medidas de recuperação dos mesmos após o seu encerramento (ZVEIBIL, 2015).

Os resultados positivos, observados no Estado também podem ser creditados, em parte, à participação especial do Estado e da Cidade do Rio de Janeiro em conferências internacionais acerca da proteção ao meio ambiente, como a Rio-92 e a Rio+20. É que seria de grande constrangimento no cenário internacional sediar estes eventos, possuindo o maior lixão da América Latina em operação, como fora o caso de Jardim Gramacho (BASTOS, 2008).

A PNSB de 2000, identificou 199 lixões no Estado do Rio de Janeiro. Segundo os dados do Programa Lixão Zero, da Secretaria do Estado do Ambiente, criado pelo Decreto Estadual 42.930/11 este número foi reduzido para 70 em 2007 (SEA, 2015). Atualmente, os dados computados pela Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro (CEPERJ), durante o cálculo do índice do ICMS-Ecológico de 2017 para o ano fiscal de 2018, que indica a existência de 70 lixões não remediados ou remediados sem licenciamento (CEPERJ, 2017).

Os dados apresentados pela SEA (Figura 6), indicam que, em 2014, 98% dos resíduos eram destinados para aterros sanitários (SEA, 2015). Os dados apresentados pela ABRELPE divergem deste percentual, conforme pode ser visto na Figura 6 (ABRELPE, 2016). De toda sorte, ambas as fontes demonstram que o Estado vem destinando mais RSU de forma ambientalmente adequada do que a média nacional.

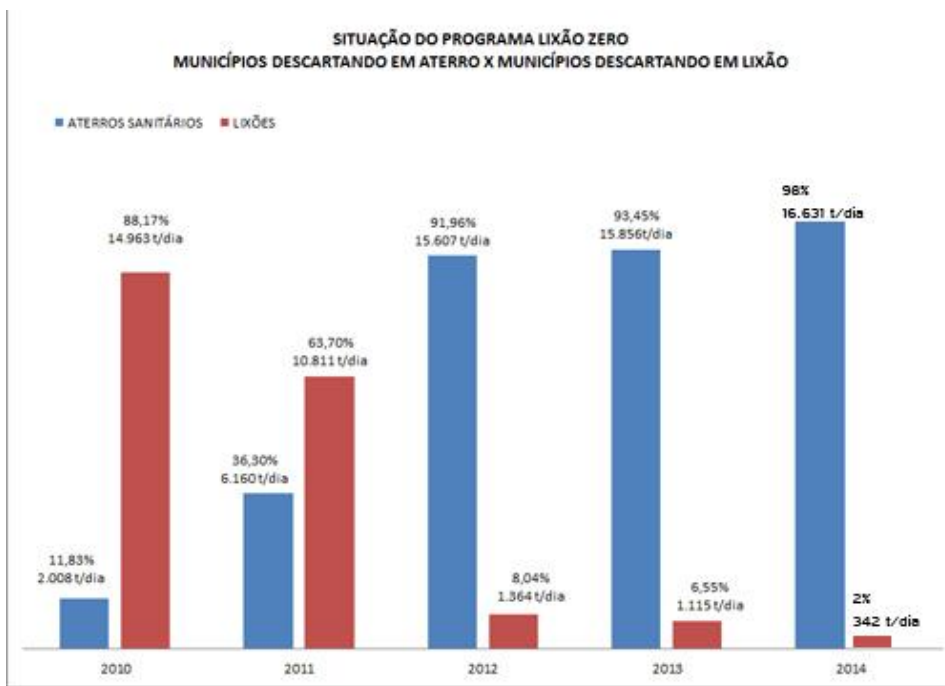


Figura 6 – Resultado do Programa Lixão Zero até 2014 .
Fonte: SEA, 2015.

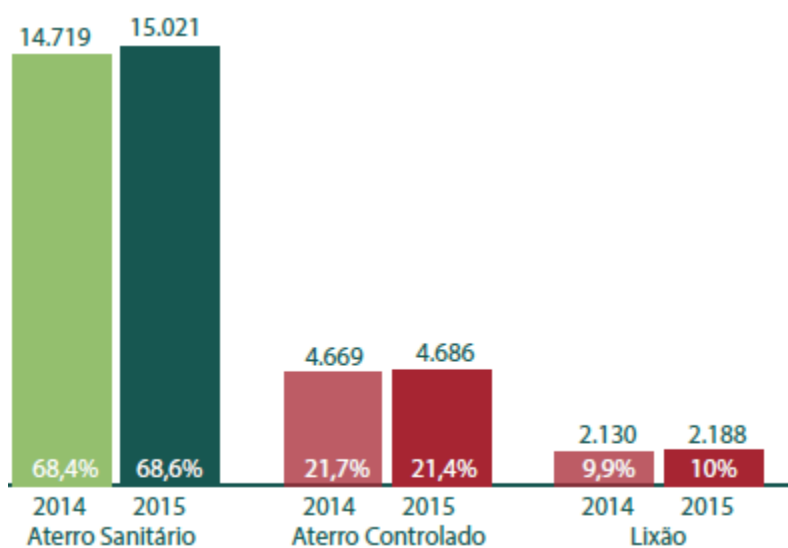


Figura 7 – Destino final de RSU no Estado do Rio de Janeiro em 2014 e 2015 (dados por Estado não foram disponibilizados no Panorama de 2016).
Fonte: ABRELPE, 2016.

Em relação ao número de municípios, os dados de 2012, divulgados no PERS (2013), demonstram que naquela data, dos 92 municípios do Estado do Rio de Janeiro, 42 destinavam seus RSU em vazadouros. Em outubro de 2013, conforme figura 8, podemos ver em vermelho os 26 Municípios do Estado do Rio

de Janeiro que destinavam ao menos parte de seus RSU a vazadouros irregulares de lixo, representando um total de aproximadamente 500 toneladas diárias de RSU depositados inapropriadamente (CUNHA, comunicação pessoal). Mais recentemente, conforme os dados apurados pela Fundação CEPERJ para o cálculo do ICMS-Ecológico de 2017, 31 municípios vem utilizando, ainda que parcialmente, lixões para destino final de resíduos sólidos (CEPERJ, 2017), sendo eles: Angra dos Reis, Aperibé, Areal, Arraial do Cabo, Belford Roxo, Bom Jesus do Itabapoana, Cambuci, Cardoso Moreira, Comendador Levy Gasparian, Duque de Caxias, Italva, Itaocara, Itaperuna, Itaperuna, Itatiaia, Miracema, Natividade, Paraíba do Sul, Paraty, Pinheiral, Piraí, Porciúncula, Resende, Rio das Flores, Santo Antônio de Pádua, São Fidélis, São José de Ubá, Saquarema, Teresópolis, Três Rios, Valença, Varre-Sai.

Por outro lado, com relação à utilização de aterros sanitários, o estudo “O Estado do Ambiente: Indicadores Ambientais do Rio de Janeiro 2010” indica que em 2010 apenas 23 municípios possuíam aterros sanitários como a destinação final dos RSU gerados nos seus territórios. Estudo elaborado por CUNHA (comunicação pessoal), demonstrou a evolução desde 2010 até 2013 da destinação final de RSU em áreas de aterros sanitários (Figura 8).

SITUAÇÃO	MUNICÍPIOS DESTINANDO A ATERROS SANITÁRIO	RSU DESTINADOS A ATERROS SANITÁRIOS (t/dia)	% DE RSU DESTINADOS A ATERROS SANITÁRIOS
2010	27	1.931	11,9
2011	43	6.235	38,5
2012	55	11.840	73,0
2013	59	14.164	83,0

Figura 8 – Número de Municípios que destina RSU a aterros sanitários.
Fonte: CUNHA, comunicação pessoal.

A esse respeito, convém ressaltar que quando da elaboração do estudo por Cunha, alguns municípios possuíam, concomitantemente, aterros sanitários e lixões. Por este motivo, em alguns casos o somatório do total de municípios que utilizam aterros e lixões acarreta em número superior ao de municípios existentes no Estado (92). Por exemplo, somando-se a quantidade de municípios que

utilizavam aterros em 2012 segundo Cunha (55), à quantidade de municípios que usam lixões segundo o PERS (42), temos 97 municípios. Esta divergência decorre, tanto dos casos dos municípios que possuem aterros e lixões, como da data de referência em que os estudos foram elaborados. A tabela 4 demonstra melhor a divergência acima mencionada:

Fonte	Ano de referência	Municípios usando lixões
PERS	2012	42
CUNHA	2013	26
(...)	(...)	(...)
CEPERJ	2017	31

Tabela 4 – Quantidades de municípios utilizando lixões em 2012, 2013 e 2017, de acordo com a fonte utilizada.

Sobre o mesmo estudo, é também importante ressaltar a significativa alteração ocorrida entre 2011 e 2012. É que neste período foi encerrado o aterro controlado de Jardim Gramacho (RIBEIRO, 2013), no Município de Duque de Caxias, Estado do Rio de Janeiro, considerado o maior aterro da América Latina (KRUMBIEGEL, 2009). O referido aterro operava desde 1976 recebendo resíduos sólidos do Município do Rio de Janeiro e outros municípios da região metropolitana do Estado (GOMES, 2014) e quando do seu encerramento os resíduos passaram a ser depositados no aterro sanitário de Seropédica (BARROS, 2014).

Vale dizer que grande parte destes vazadouros poderá ser encerrado quando da implantação dos arranjos regionais (ou consórcios intermunicipais de destinação final de resíduos sólidos) faltantes, em especial nas regiões noroeste e serrana, como pode ser visto nas Figuras 9 e 10.



Figura 9 – Consórcios intermunicipais de gestão de RSU, com destaque para Centro-Sul Fluminense I, Serrana II e Vale do Café
Fonte: MAXIMIANO, 2017.

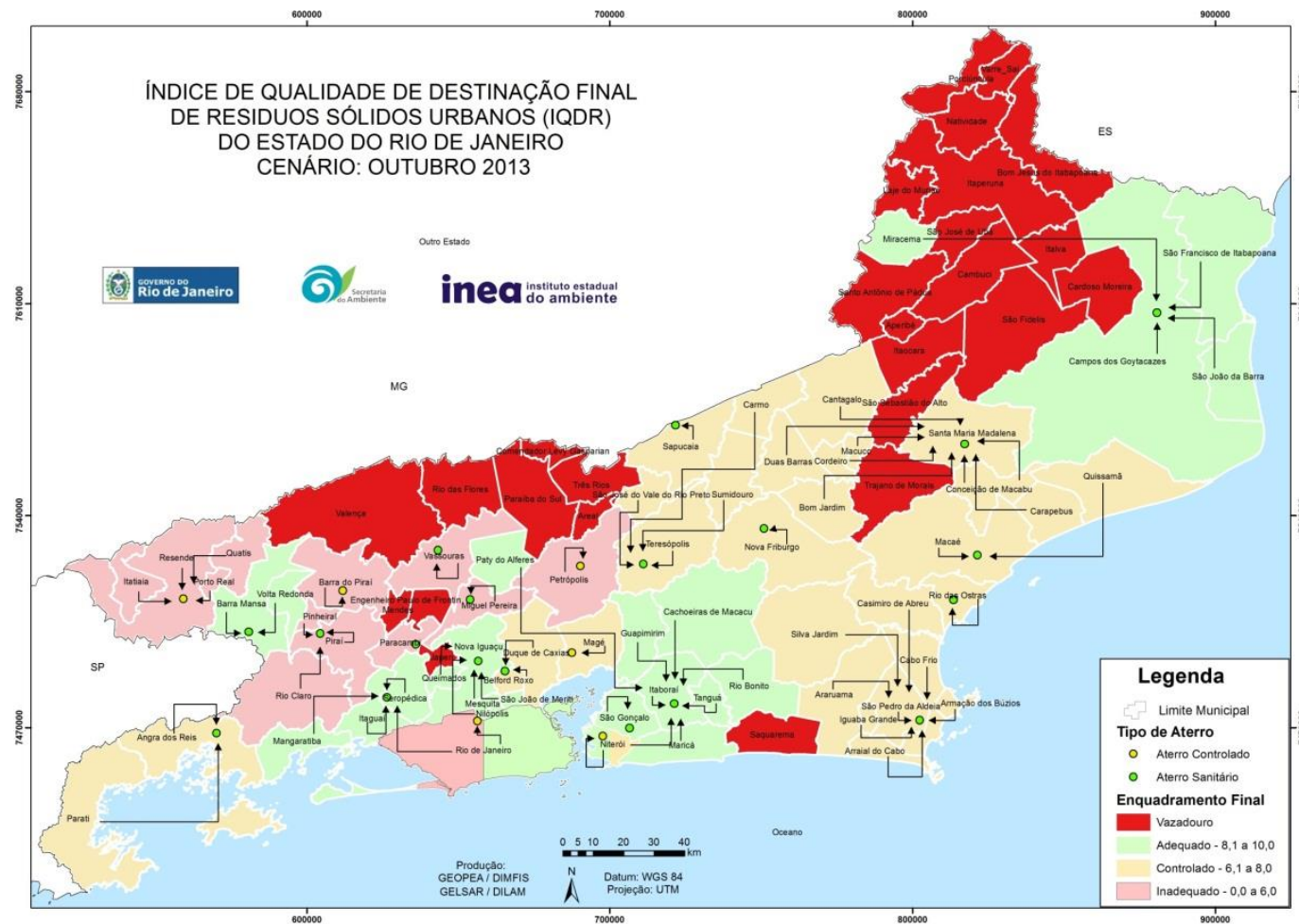


Figura 10 – Resultado da aferição do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos Sólidos no Estado do Rio de Janeiro em 2013.
Fonte: CUNHA, comunicação pessoal.

Com vistas a permitir o avanço na gestão de RSU, a Lei da PNRS previu a possibilidade de implantação de aterros consorciados, o que teria o condão de tornar mais eficiente o aproveitamento das unidades, assim como redução dos custos envolvidos (CUNHA, 2017). Neste sentido, mais de um consórcio já foi constituído e atualmente se encontra em operação, como é o caso do Consórcio Vale do Café (CONVALE) e o Consórcio Centro-Sul Fluminense I, ambos no Estado do Rio de Janeiro. A operação consorciada de um aterro por uma multiplicidade de entes federativos certamente não é um tema ausente de desafios, como critérios técnicos de logística para definição de repartição de custos, localização do aterro e transporte (NARUO, 2003). Aliás, o consórcio entre entidades públicas é objeto de Lei Federal específica, Lei 11.107/2005, que estabelece as linhas e orientações gerais para tal modalidade de operação, regulamentada pelo Decreto Federal 6.017/07.

Os dados apresentados na Figura 10 indicam que o Estado do Rio de Janeiro vem caminhando na direção de uma maior adequação da destinação dos RSU gerados na sua região. Neste sentido, vale menção ao esforço realizado e relativo sucesso obtido nas ações que visam ao encerramento de lixões e a implantação de aterros sanitários, com especial foco na adoção de soluções consorciadas. Conforme sugerido pelo PERS (2013), 22 soluções desta natureza seriam previstas para que fosse possível a implantação de aterros em todos os 92 Municípios do Estado do Rio de Janeiro, na forma apresentada na Tabela 5.

Consórcios Públicos	Sul Fluminense II	Itatiaia, Porto Real, Quatis e Resende
	Vale do Café	Barra do Piraí, Rio das Flores, Valença e Vassouras
	Centro-Sul Fluminense I	Eng. Paulo de Frontin, Japeri, Mendes, Paracambi e Queimados
	Baixada Fuminense	Belford Roxo, Duque de Caxias, Mesquita, Nilópolis, Nova Iguaçu e São João de Meriti
	Serrana I	Carmo, Teresópolis, São José do Vale do Rio Preto e Sumidouro
	Serrana II	Areal, Com. Levy Gasparian, Paraíba do Sul, Petrópolis, Sapucaia e Três Rios

	Lagos I	Araruama, Saquarema e Silva Jardim
	Noroeste Fluminense	Aperibé, Bom Jesus do Itabapoana, Cambuci, Cardoso Moreira, Italva, Itaocara, Itaperuna, Laje do Muriaé, Miracema, Natividade, Porciúncula, São Fidélis, São José de Ubá, Santo Antônio de Pádua e Varre Sai
Arranjos em definição	Costa Verde	Angra dos Reis e Paraty
	Sul Fluminense I	Barra Mansa, Pinheiral, Rio Claro e Volta Redonda
	Baía de Sepetiba	Itaguaí, Mangaratiba, Rio de Janeiro e Seropédica
	Metropolitana Leste	Cachoeiras de Macacu, Guapimirim, Itaboraí, Maricá, Niterói, Rio Bonito e São Gonçalo
	Lagos II	Armação dos Búzios, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Casimiro de Abreu, Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia
	Norte Fluminense II	Campos dos Goytacazes, São Francisco de Itabapoana e São João da Barra
	Serrana II	Miguel Pereira e Paty do Alferes
	Centro Fluminense	Bom Jardim, Conceição de Macabu, Carapebus, Cordeiro, Duas Barras, Macuco, Quissamã, Santa Maria Madalena, São Sebastião do Alto e Trajano de Moraes
Soluções individuais		Cantagalo
		Magé
		Macaé
		Nova Friburgo
		Piraí
		Rio das Ostras

Tabela 5 – Arranjos regionais previstos para a correta destinação final de RSU em todos os municípios do Estado do Rio de Janeiro.

Fonte: SOUZA, 2017.

Não é demais relembrar, no entanto, que em se tratando da gestão de RSU, a prioridade deve ser sempre a não-geração, conforme estabelece a PNRS e a Diretriz da União Européia sobre o mesmo tema (Figuras 11 e 12).

A hierarquia do lixo

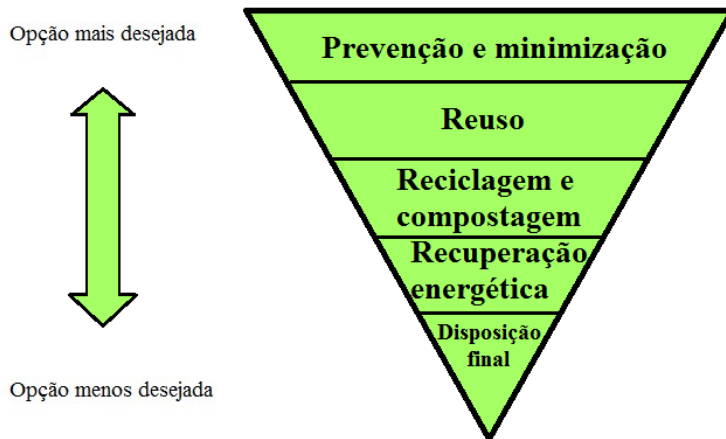


Figura 11 – Hierarquia no gerenciamento de RSU na Europa.
Fonte: Adaptado de FRICKE, 2017.



Figura 12 – Hierarquia no gerenciamento de RSU no Brasil.
Fonte: PUNA, 2008.

Neste sentido, é importante repetir que a melhor técnica na gestão de RSU sugere que a primeira etapa seja a redução da geração de RSU diretamente na fonte. No Brasil, no entanto, ainda há necessidade de lidar com problemas mais urgentes, como a existência de grande número de lixões em operação, gerando danos diretos ao meio ambiente. Por tal motivo, ainda que seja importante observar a hierarquia acima apontada como norte na gestão do RSU, é importante

também atentar para a necessidade imediata de encerramento de lixões e implantação de outras soluções para os RSU.

2.5. Políticas públicas de atendimento a catadores

É importante pontuar que eventuais políticas públicas para o encerramento de vazadouros precisam vir acompanhadas de ações de atendimento a catadores. É que a população que sobrevive em lixões e de lá retiram seu sustento, está sujeita a processos de agravamento de vulnerabilidades e risco, como desemprego, desqualificação social e informalidade (BASTOS, 2015).

Com relação à temática social, o PERS (2013) do Estado do Rio de Janeiro, com base na PNSB, informou que no Estado existem mais de 70.000 catadores de materiais recicláveis, sendo 5.636 com até 14 anos de idade. O setor de gestão de resíduos sólidos, por seu turno, emprega aproximadamente 375 mil pessoas, entre pessoal permanente e terceirizados, não considerando nesse número os trabalhadores informais, no caso, os catadores (PERS, 2013).

No âmbito do Município do Rio de Janeiro, a Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB) avaliou a composição gravimétrica dos RSU coletados, que apresentou os seguintes dados: 41,92% de material reciclável; 51,99% de matéria orgânica; e 6,09 de rejeitos (IPP, 2015). Para fins comparativos, destacam-se os dados apresentados pelo o Painel Intergovernamental para Mudanças Climática (IPCC, na sigla em inglês), indicando que a composição dos RSU na América do Sul se comporta da seguinte maneira: aproximadamente 45% de resíduos orgânicos, 13% de componentes não definidos no estudo e 42% de resíduos potencialmente recicláveis, incluindo papel, madeira, plásticos e metais, entre outros (IPCC, 2006).

Dessa forma, não é demais dizer que os catadores de lixo prestam um efetivo serviço de melhoria ambiental, diminuindo a quantidade de RSU aterrados e permitindo a reciclagem e reaproveitamento de materiais que seriam desperdiçados. A porção de aproximadamente 42% dos resíduos que atualmente são coletados e destinados para aterros sanitários ou lixões poderia ser aproveitada na coleta seletiva, com potencial inclusão dos catadores em mercado formal de

trabalho. Como bem apontado pelo CEMPRE (2010): um dos principais desafios políticos e sociais do fechamento de um lixão é a questão do futuro dos catadores que vivem em torno do local.

Não podemos deixar de mencionar a existência de programas com vistas ao apoio aos catadores, em especial: (i) o Programa de Coleta Seletiva Solidária, que apoia os Municípios na implantação de programas de coleta seletiva em seus territórios; e (ii) o Projeto Catadores e Catadoras em Redes Solidárias, fruto de convênio entre a Secretaria de Estado do Ambiente e o Ministério do Trabalho, para apoio na inclusão socioeconômica de tais profissionais.

A respeito disto, o PERS dedica um volume específico (volume 6), com as medidas a serem adotadas quando do encerramento de lixões para a proteção dos trabalhadores existentes no local, tais como: cadastramento, instituição de pagamento por serviços ambientais, incentivos aos Municípios para inclusão dos catadores em programas de coleta seletiva, criação de plano social, entre várias outras (PERS, 2013).

Com o encerramento de lixões, é interrompida a atividade de catação e o material que era recolhido por estes trabalhadores passa a ser destinado a aterros sanitários, exceto se houver aumento da coleta seletiva na região. Desta forma, não apenas sob o aspecto social, mas também sob o aspecto ambiental, a proteção dos catadores, com a inclusão dos mesmos nos processos de encerramento de vazadouros, parece ser uma medida necessária para a mais perfeita solução do problema dos lixões, o que pode incluir medidas como legalização da atividade de coleta, incorporação das atividades no sistema público, parcerias com cooperativas de catadores, entre outras (BESEN, 2016).

De toda maneira, durante o procedimento de encerramento e refuncionalização de um lixão, é necessária a avaliação de todos os riscos envolvidos, tais como estabilidade, recalque, exposição a gases tóxicos, inflamabilidade, explosividade, corrosividade, solo e águas superficiais e subterrâneas, etc (LANZA, 2009; NWAOGU et al, 2017) . Tais controles devem assegurar a possibilidade de ingresso na área sem risco para a população, a partir do cotejamento dos resultados obtidos em campo com os parâmetros existentes na legislação e normas técnicas.

Acerca destes parâmetros, no entanto, reside uma significativa problemática. É que atualmente o único padrão existente para áreas contaminadas encontram-se nas Resoluções CONAMA 420/09 e 430/11, cuja aplicação sem os devidos cuidados pode gerar incertezas no processo de reaproveitamento da área, como será descrito mais adiante.

3. Arcabouço legal para a reutilização de áreas de lixões

3.1. Empreendimentos de destinação final de RSU

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) possui normas que tratam da definição e parâmetros para apresentação de projetos de aterros sanitários (NBR 8419) e aterros controlados (NBR 8849). Além destas nomenclaturas e definições, outras fontes como a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), o Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), convencionaram diferenciar os empreendimentos de disposição final de RSU em 3 tipos: (i) aterros sanitários; (ii) aterros controlados; e (iii) lixões.

Na definição da NBR 8419, os aterros sanitários constituem “técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança (...)”. Para tanto, são utilizadas medidas de engenharia para confinamento e redução do volume da massa de resíduos (ABNT, 1996). A definição adotada pelo IBGE é na mesma linha, acrescentando que a operação de tais empreendimentos demanda “controles técnico e operacional permanentes, de modo a que nem os resíduos, nem seus efluentes líquidos e gasosos, venham a causar danos à saúde pública e/ou ao meio ambiente” (IBGE, 2008).

O aterro sanitário, portanto, constitui um empreendimento que conjuga técnicas de engenharia para permitir o depósito final e confinamento de RSU, garantindo que os impactos ao meio ambiente sejam controlados (v. Figura 13). Além do confinamento dos resíduos, são utilizadas outras técnicas e equipamentos para evitar danos eventualmente gerados pelos subprodutos da decomposição do lixo, em especial chorume e gases como o metano. Trata-se, portanto, de disposição final ambientalmente adequada, na forma do artigo 2º, inciso VIII da Lei da PNRS e, portanto, um objetivo a ser buscado pela sociedade e governos brasileiros.



Figura 13 – Foto aérea do aterro sanitário denominado Central de Tratamento de Resíduos de Nova Iguaçu, em operação no Estado do Rio de Janeiro.
Fonte: HAZTEC, 2016.

Um empreendimento intermediário, entre o aterro sanitário e o lixão, é o aterro controlado. Comumente, trata-se de um antigo lixão, que passou por intervenções de melhorias estruturais e operacionais, de forma a minimizar os impactos da disposição final. A definição do IBGE ressalta que nestas unidades existe a cobertura diária dos resíduos como forma de minimizar os impactos ambientais (IBGE, 2011). Considerando que tais locais possuem histórico de contaminação do solo e de água subterrâneas, as melhorias implementadas não tem o condão de eliminar o problema, mas mitigá-lo. Por este motivo, apesar de ser um método de disposição final preferível ao lixão, ainda persiste o potencial de dano ao meio ambiente, razão pela qual deve ser evitada (CEMPRE, 2010).

Na linha diametralmente oposta aos aterros sanitários, se encontram os lixões, como metodologia inadequada de disposição final de RSU, caracterizada pela ausência de mecanismos de controle de poluição e proteção ao meio ambiente. Na definição do IBGE (2008), os lixões se assemelham aos vazadouros a céu aberto, como “local utilizado para disposição do lixo, em bruto, sobre o terreno sem qualquer cuidado ou técnica especial. Caracteriza-se pela falta de medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública”.

Nos lixões os RSU são depositados diretamente sobre o solo, permitindo o percolamento do chorume gerado, podendo atingir também águas subterrâneas e superficiais (Figura 14). Ademais, a ausência de mecanismos de controle ou recobrimento gera a atração de vetores, produção de odores da decomposição e

incêndios espontâneos, entre diversos outros problemas observados nos lixões (FEAM, 2010). Além disso, por se tratar de técnica rudimentar de disposição final, não é comum o controle dos taludes, o que ocasiona frequentes deslocamentos da massa de resíduos, causando o espalhamento do lixo, acidentes com catadores e residências localizadas sobre a massa de resíduos e eventualmente atingimento de corpos hídricos próximos (BLIGHT, 2008).

Igualmente, tais locais não costumam possuir qualquer controle acerca do tipo de resíduos recebido, tampouco quanto a sua forma de disposição no solo, razão pela qual costuma ser comum encontrar resíduos perigosos e de saúde sem tratamento depositados em lixões (CEMPRE, 2010). Durante a fase de operação de tais lixões, além da atividade de catação e moradia comumente presentes (FALCÃO, 1999 apud LEITE, 2005), também é usual a presença de animais na área (porcos e cavalos), proliferação de vetores (moscas e ratos), odor e paisagem desagradáveis, queima de resíduos e etc (FEAM, 2010).

3.2. Os lixões face à legislação ambiental

Em virtude destas características danosas, e como já dito anteriormente, a disposição final de RSU em lixões e aterros controlados são consideradas práticas irregulares por diversas normas, como a PNRS, Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal 9.605/97), Política Estadual de Resíduos Sólidos e a Lei da PNRS.



Figura 14 - Lixão do Triunfo, no Município de Volta Redonda/RJ.
Fonte: INEA, 2016.

Conforme já dito anteriormente, diversos problemas ambientais podem ser gerados pela utilização de lixões e aterros controlados, incluindo problemas de instabilidade do talude (KOELSCH, 2005), contaminação de águas superficiais e subterrâneas (ODUKOYA, 2010), descontinuidades urbanas (LEITE, 2005), redução do valor de mercado (PERS, 2013), contaminação do ar (DE AZEVEDO, 2015), habitações subnormais (MOTA, 2009), entre outras.

Após a finalização da operação, os locais se tornam amplas áreas sem nenhuma utilização prevista. Eventual utilização futura de tais locais demanda a adoção de medidas de controle mínimas, como avaliação acerca da contaminação das águas subterrâneas, migração de poluentes e danos estéticos (NAGENDRAN et al., 2006). Nos termos da legislação atual, novos empreendimentos de destinação final de RSU, desde a sua fase inicial de implantação (obtenção da licença ambiental prévia), precisam planejar o encerramento das atividades, estabelecendo como será o fechamento do local.

No âmbito do Estado do Rio de Janeiro, uma vez constatada a existência de um passivo ambiental, como no caso de um lixão abandonado, a sua recuperação precisa ser acompanhada pelo órgão de meio ambiente, que o faz através da emissão de Licença Ambiental de Recuperação, conforme previsto no Decreto Estadual 44.820/2014. Após o cumprimento da referida licença e todas as medidas de recuperação determinadas pelo órgão, é emitido um Termo de Encerramento, que consiste no “ato administrativo mediante o qual o órgão ambiental atesta a inexistência de passivo ambiental que represente risco ao ambiente ou à saúde da população (...)” (Decreto Estadual 44.820/2014).

Não é demais lembrar que a dificuldade do estabelecimento de um responsável pelo local, por vezes dificulta o encerramento dos lixões já existentes, conforme já mencionado acima. O passivo ambiental decorrente de um lixão em operação pode advir de diversas administrações e empreendedores privados e novos prefeitos apresentam resistência em remediar um custoso problema causado por terceiros. Neste caso é importante repetir que as estratégias utilizadas no passado como o Lixão Zero e o uso dos recursos do Fundo Estadual de Conservação Ambiental (FECAM) geraram proveitosas experiências, com

recuperação de passivos sem que tenha havido comprometimento do orçamento municipal, muitas vezes já limitado.

3.3. Encerramento e refuncionalização

O encerramento de uma atividade desta natureza, portanto, é feito mediante acompanhamento do órgão ambiental competente, que deve se assegurar de que as medidas adotadas pelo responsável pelo local são suficientes e seguras para garantia de padrões mínimos de segurança da área, inclusive estabelecendo medidas de restrição, quando necessário. Os níveis de controle e da recuperação exigidos poderão variar de acordo com a utilização futura pretendida. É que, naturalmente, o grau de restrição será maior no caso de ocupação habitacional do que seria no caso de uma unidade industrial, conforme prevê o artigo 33 da Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 420/09.

O propósito buscado nestas atividades de recuperação de locais de destinação final de RSU é a mineralização da massa de resíduos, de forma a torná-la inerte e ausente de riscos à saúde ou ao meio ambiente (PERS, 2013). Conseqüentemente, as medidas de recuperação evitam a reincorporação de imóveis contaminados ao tecido urbano de forma precipitada e perigosa (HABERMANN, 2014).

O que parece evidente é que tais locais não devam ser abandonados à própria sorte, como espaços territoriais subutilizados, uma vez que tais locais provocam discontinuidades urbanas, mas poderiam ter seu reuso antecipado, se procedimentos técnicos de controle e recuperação ambiental, e algumas adequações fossem efetivados (LEITE, 2005). Além disso, a ocupação de tais áreas sem o devido cuidado, como remediação ou confinamento do passivo ambiental, pode gerar risco ao meio ambiente, à saúde humana e a qualidade de vida urbana (HABERMANN, 2014). A refuncionalização de tais locais permite uma série de melhorias para a região, das quais é válido destacar a melhoria da paisagem, obrigatoriedade do monitoramento contínuo da área, controle de

ocupações irregulares, eliminação de risco e a própria incorporação ao tecido urbano (LEITE, 2005).

É de se pontuar que a lei da PNRS (Lei Federal 12.305/10), estabelece em seu artigo 15, V a necessidade de estabelecimento de metas para a eliminação e recuperação de lixões. O mesmo diploma normativo dispõe que estas metas devem estar previstas nos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos, conforme artigo 17, V.

Associado a isto, a reutilização de tais espaços dá concretude ao princípio da função social da propriedade, insculpido nos artigos 182 e 186 da Constituição Federal de 1988, que exigem que o imóvel urbano atenda às exigências fundamentais de ordenação da cidade e o imóvel rural tenha um aproveitamento racional e adequado, respeitando a preservação do meio ambiente (BRASIL, 1988). Inegavelmente, o aumento da população urbana é um dos fatores que exercem pressão sobre áreas desocupadas, fazendo surgir ocupações irregulares e exclusão social (ASSIS, 2000).

Na mesma linha, o Estatuto das Cidades (Lei Federal 10.257/2001; BRASIL, 2001) estabelece como diretriz geral a ordenação e controle do uso do solo de forma a evitar: “a) a utilização inadequada de imóveis urbanos; b) a proximidade de usos incompatíveis ou inconvenientes; [...] f) a deterioração de áreas urbanizadas; g) a poluição e a degradação ambiental”. O Estatuto das Cidades, aliás, trouxe instrumentos dos quais pode se valer o administrador público para demandar maior eficiência no aproveitamento do imóvel, como parcelamento, edificação ou utilização compulsórias de locais utilizados de forma ineficiente (MILARÉ, 2014).

Como já mencionado acima, o uso futuro de áreas anteriormente utilizadas como lixão não encontra vedação na legislação. Pelo contrário, as normas citadas anteriormente apresentam verdadeiro estímulo ao aproveitamento de áreas subutilizadas. Por outro lado, redobrado cuidado deve ser dedicado a projetos desta natureza, considerando que usualmente se tratam de áreas com extensa contaminação, muitas vezes desprovidas de dados históricos acerca do material ali depositado (volume e tipologia dos resíduos, tempo de uso, etc). Não é demais lembrar que após o encerramento, tais áreas começam a sofrer pressão antrópica

para ocupação irregular, como ocorre em Jardim Gramacho no Município do Rio de Janeiro e no Morro do Bumba, localizado no Município de Niterói, especialmente quando em áreas urbanas.

Nestes casos, o uso desordenado e sem controle da área pode gerar significativos riscos ao meio ambiente, à saúde humana, assim como danos a eventuais estruturas erigidas no local (REZENDE, 2016; FONSECA, 2015). A utilização adequada e controlada da área pode servir como medida de garantia da eliminação destes riscos, uma vez que implicam na necessidade da presença do poder público, com um acompanhamento mais rigoroso do local. Em hipóteses como essa, a própria frequência dos usuários serve como fator de inibição de ocupações irregulares. Ademais, eventual utilização com atividades remuneradas, como por exemplo um parque com cobrança de entrada, a eventual receita percebida pode ser reinvestida no local, ajudando a financiar a manutenção.

Esta metodologia de utilização de áreas para evitar ocupações irregulares já foi experimentada no passado, no caso de praças alagáveis. São locais denominados como polder (áreas-pulmão ou bacia de detenção), podendo ser brevemente descritos como áreas escavadas para escoamento e acumulação de águas em casos de eventos climáticos extremos, como chuvas e enchentes (ZHU *et al.*, 2017). Para evitar a ocupação irregular de tais locais de polder, é possível a construção de praças alagáveis, como na Figura 15, dotados de equipamentos de esportes e lazer especialmente construídos para permitir a submersão sem danos (RIGHETTO, 2009), assim como restaurar a vocação natural de tais áreas para o lazer (ZHANG *et al.*, 2016).



Figura 15 - Water Square Benthemplein, Rotterdam, Holanda.
Fonte: DEURBANISTEN, 2016..

4. Licenciamento Ambiental e encerramento de atividades

4.1. Licenciamento de novas atividades de gerenciamento de RSU

Conforme brevemente informado anteriormente, a implantação de um empreendimento de destinação final de RSU precisa ser previamente submetida ao crivo do órgão ambiental competente, conforme exigem a Lei da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) (Lei Federal 6.938/81), o Sistema Estadual de Licenciamento Ambiental (Decreto Estadual 44.820/14) e a Resolução CONAMA 237/97. Aliás, conforme ressalta Trennepohl (2010), as normas de meio ambiente comumente exigem a prévia aprovação de determinado projeto ao órgão ambiental de meio ambiente. Em seu artigo 1º, I a resolução do CONAMA mencionada acima, caracteriza licenciamento ambiental como o procedimento administrativo em que após a avaliação do órgão ambiental, se verifica a possibilidade de localização, instalação, ampliação e/ou operação de um empreendimento potencialmente poluidor (CONAMA 237/97).

No mesmo sentido, é a lição de Sirvinkas (2016), ao ressaltar que o licenciamento ambiental segue uma linha sequencial de atos até a decisão final acerca da emissão ou não da licença ambiental do empreendimento. Este procedimento de licenciamento ordinariamente adotado é dividido em 3 etapas: prévia, de instalação e de operação. Em pouquíssimas palavras, a licença prévia é aquela que aprova a concepção de um empreendimento; a licença de instalação aprova a sua construção; e a licença de operação, por seu turno, permite o efetivo início das atividades da empresa (BRAGAGNOLO et al, 2017).

O procedimento para o licenciamento, contudo, comporta diversas complexidades e particularidades. É que a Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 estabeleceu diversas obrigações ligadas, direta ou indiretamente, à proteção do meio ambiente, como a função social da propriedade (artigo 5º, XXIII), a defesa do meio ambiente como princípio da ordem econômica (art. 170, VI) e as obrigações do Poder Público previstas no §1º do artigo 225. Em conjunto com as referidas obrigações, a Lei Maior estabeleceu a

repartição de competências em matéria ambiental entre os entes da federação (União, Estados, Municípios e Distrito Federal), conforme a redação dos artigos 21 a 30 da Constituição Federal (MACHADO, 2016).

A repartição constitucional de competência não encerra o organograma dos órgãos de controle de meio ambiente, de forma que foi necessária a edição da Lei Complementar 140/11, com 20 anos de atraso, para melhor delimitar a competência de cada ente federativo (ANTUNES, 2015). Adicionalmente a esta divisão, cada um dos entes federativos “re-divide” suas competências, de forma a possibilitar a melhor gestão de tais interesses, considerando-se os princípios que regem a Administração Pública, em especial o princípio da eficiência. A título de exemplo, podemos dizer que o licenciamento ambiental federal é feito por uma autarquia, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). No Estado do Rio de Janeiro, o licenciamento também é feito por uma entidade autárquica, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), que possui personalidade jurídica própria. Já no Município do Rio de Janeiro, o licenciamento é feito pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC), que compartilha a mesma personalidade jurídica da Prefeitura.

De toda sorte, considerando que a proteção ao meio ambiente e o controle da poluição são considerados competências legislativas concorrentes entre União e Estados, cabe à União estabelecer os contornos gerais do licenciamento, que podem ser suplementadas pelo Estado, nos termos do artigo 24 da Constituição Federal. No uso desta prerrogativa o Estado do Rio de Janeiro, além das licenças tradicionais prévia, de instalação e de operação, criou diversos outros mecanismos de licenciamento previstos no Decreto Estadual 44.820/14. Exemplo disso são as licenças prévia e de instalação (LPI), licenças ambientais de recuperação (LAR), licenças de operação e recuperação (LOR).

Para o caso de implantação de empreendimentos de destinação final de RSU, analisados neste trabalho, é comum que o procedimento de licenciamento ambiental adotado seja o mais tradicional, com emissão de licenças em 3 etapas, assim como a elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto no meio ambiente. Este foi o caso, por exemplo, da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica, que recebe os RSU gerados no Município

do Rio de Janeiro, assim como de alguns municípios da região metropolitana: licença prévia IN015601, licença de instalação IN001633 e licença de operação IN016380 (INEA, 2017).

Existem, no entanto, casos em que o licenciamento envolve complexidades adicionais, como é o caso, por exemplo, da operação de empreendimento quando há também necessidade de remediação de uma área contaminada: esse seria o caso da transformação de um lixão em aterro controlado. Para estas hipóteses, a licença a ser emitida, no âmbito do Estado do Rio de Janeiro, seria a Licença de Operação e Recuperação, destinada a autorizar “a operação de empreendimento ou atividade concomitante à recuperação ambiental de áreas contaminadas”, nos termos do artigo 13 do Decreto Estadual 44.820/14.

Em outras hipóteses, é possível que haja necessidade de realização de modificações no pátio da unidade, que demandem a solicitação e emissão de nova licença de instalação. Ou seja, em decorrência da diversidade de cenários possíveis, a análise acerca do procedimento de licenciamento a ser adotada dependerá das características de cada caso concreto, como porte e potencial poluidor da atividade, tipologia, local de instalação, histórico de uso e contaminação do imóvel, entre diversos outros fatores (Decreto Estadual 44.820/14; FERNANDES et al., 2017).

4.2. Licenciamento ambiental para encerramento de lixões

No que se refere especificamente a áreas anteriormente utilizadas como lixão, o procedimento ordinário para permitir o seu encerramento envolve a emissão de uma licença ambiental de recuperação e, posteriormente, termo de encerramento, sob pena de imposição de multa de até cinquenta mil reais, de acordo com a Lei Estadual 3.467/00. O artigo 14 do Decreto Estadual 44.820/14, já mencionado acima, prevê a utilização da licença ambiental de recuperação (LAR) para autorizar “a recuperação de áreas contaminadas em atividades ou empreendimentos fechados, desativados ou abandonados ou de áreas degradadas, de acordo com os critérios técnicos estabelecidos em leis e regulamentos”. O

referido procedimento de LAR assegurará a realização de todas as medidas necessárias para recuperação da área utilizada no passado como lixão.

Após a conclusão das atividades demandadas na LAR, é necessária a emissão de um documento apelidado de licença de desinstalação, presente no Estado do Rio de Janeiro desde 2008. A exigência foi estabelecida pelo Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONEMA) a partir da edição da Resolução 02/08, que aprova a DZ-077 – Diretriz para encerramento de atividades potencialmente poluidoras ou degradadoras do meio ambiente. De acordo com a norma, o Termo de Encerramento é exigível quando um empreendimento considerado potencialmente poluidor ou causador de degradação do meio ambiente opta pelo encerramento de operações, independentemente da efetiva dissolução de pessoa jurídica. Na oportunidade do requerimento deste Termo, o responsável deverá encaminhar ao órgão ambiental relatório de avaliação da situação ambiental, que comprove destinação ambientalmente adequada de todos os resíduos, remoção de todos os equipamentos, reparação de eventuais danos, entre outras informações previstas na mencionada resolução. Posteriormente à Resolução do CONEMA 02/08, foi editado o Decreto Estadual 44.820/14, já mencionado acima, que expressamente abarcou o Termo de Encerramento como um dos instrumentos do SLAM.

Houve tentativa do legislativo federal em criar uma norma semelhante, mediante lei de caráter nacional, conforme pode ser visto do Projeto de Lei 2946/2008. A justificativa do projeto reconhecia que comumente empreendedores simplesmente desmantelam suas unidades produtivas, deixando para trás passivos ambientais e trabalhistas, além de riscos de desfazimento das estruturas erigidas no local. De toda sorte, o projeto de lei não avançou, tendo sido arquivado em 2011 (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2017).

Também existe projeto de lei em tramitação desde 2011 para criação do Fundo Nacional para Descontaminação de Áreas Órfãs Contaminadas, que recentemente recebeu parecer favorável da Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Câmara dos Deputados, PL 2732/2011 (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2017).

Durante o procedimento de encerramento de um lixão, são levados em consideração as características da área, os meios contaminados, benefícios e desvantagens de cada técnica de remediação, custos e parâmetros a serem obtidos com a recuperação (RESOLUÇÃO CONAMA 420/09; SANCHEZ, 2004). Neste último aspecto reside a necessidade de reavaliação das normas nacionais.

4.3. Parâmetros técnicos de recuperação

A exposição a contaminantes presentes no solo ou na água nem sempre gera efeitos adversos imediatos aos seus receptores, uma vez que diversos distúrbios respiratórios, neurológicos e outras patologias podem decorrer do contato em baixas dosagens por longos períodos (GÜNTER, 2006 *apud* HABERMANN 2014). Conforme Rodrigues Jr. *apud* Araujo-Moura, o reconhecimento dos danos e riscos gerados por áreas contaminadas fez com que os países desenvolvidos, a começar pela Holanda e Estados Unidos da América, começassem a desenvolver formas de gerenciamento de tais locais.

Uma das críticas existentes no passado à gestão de áreas contaminadas no Brasil era a ausência de arcabouço normativo para tratamento destas áreas, que se restringia à adoção da Convenção da Basiléia em âmbito nacional, algumas normas federais (PNMA, Lei de Loteamentos ou parcelamento do solo urbano) e algumas normas estaduais como no Estado do Rio de Janeiro, que se aproximavam do tema (MAGALHAES, 2000). Especificamente, no que se refere à gestão de áreas contaminadas e estabelecimento de padrões de qualidade do solo, o Estado de São Paulo teve papel pioneiro adotando regulamentação própria e valores de referência para a qualidade de solos e das águas subterrâneas no Estado (REIS et al, 2017).

Em 2001 a CETESB lançou o “Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo”, aprovado através do Relatório de Diretoria RD 011/01/E, contendo os parâmetros que foram utilizados inicialmente no Estado. A referida norma paulista adotou a metodologia holandesa para fins do estabelecimento dos valores orientadores, justificando a

adoção da metodologia em virtude do pioneirismo da Holanda, da ampla aceitação da lista holandesa em diversos países e consultorias, da possibilidade de adaptação dos modelos à realidade de São Paulo e das bases científicas em que se apoiam o modelo (CETESB, 2001).

Ocorre, no entanto, que o próprio relatório que apresentou os valores de referência do Estado de São Paulo e explicou a metodologia para o estabelecimento dos referidos parâmetros é taxativo ao mencionar que a adoção de normas internacionais pode implicar em inadequação das análises, uma vez que considera características de outra região (CETESB, 2001). Esta é, portanto, a principal crítica à regulamentação editada em São Paulo, já que sua metodologia foi estabelecida com base naquela criada para um país de clima temperado, com características naturais peculiares não aplicáveis em solo brasileiro.

A despeito disto, em 2009 os parâmetros adotados para São Paulo foram expandidos para todo o território nacional, uma vez que o CONAMA editou a Resolução CONAMA 420/09, dispondo sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo (MATTIASO *apud* REIS et al, 2017), que se limita a repetir integralmente os valores previstos para São Paulo.

Adicionalmente, a norma federal, determinou que todos os Estados avaliassem seus solos e estabelecessem as concentrações naturalmente encontradas, denominadas de valores de referência de qualidade do solo (RESOLUÇÃO CONAMA 420/09, artigo 8º). É que para fins de gestão de áreas contaminadas é imprescindível o conhecimento prévio das características de determinada região, assim como estabelecer normas e permissões de uso de acordo com a realidade local (NASCIMENTO et al). Sem os dados de tais parâmetros, não é possível determinar se eventual concentração de substância química decorre das características naturais do local ou de uma ação antrópica poluente. Melhor explicando, existem locais em que o solo, naturalmente, possui maior concentração de determinada substância química. Esta concentração, no entanto, não deve ser considerada como poluição ou como degradação do local, mas uma consequência natural do processo de formação do solo. Por este motivo, nestes casos, não há uma classificação imediata como área contaminada, mas sim

a obrigação de adoção de ações específicas de proteção à saúde humana (RESOLUÇÃO CONAMA 420/09, artigo 25).

Apesar da imediata urgência (MINEROPAR, 2005), o prazo inicial de dezembro de 2013, assim como sua prorrogação para dezembro de 2014, para que fossem estabelecidos os valores em cada Estado não foram cumpridos, conforme demonstrado por REIS et al (2016) na Tabela 6

Estados brasileiros	Reis et al, 2016	Araújo-Moura et al., 2015
Acre (AC)	Não	Não
Alagoas (AL)	Sem informação	Não
Amapá (AP)	Não	Sem informação
Amazonas (AM)	Sem informação	Não
Bahia (BA)	Não	Não
Ceará (CE)	Não	Não
Distrito Federal (DF)	Não	Sem informação
Espírito Santo (ES)	Não	Não
Goiás (GO)	Não	Não
Maranhão (MA)	Não	Sem informação
Mato Grosso (MT)	Não	Não
Mato Grosso do Sul (MS)	Sem informação	Não
Minas Gerais (MG)	Sim	Sim
Pará (PA)	Não	Não
Paraíba (PB)	Sim	Não
Paraná (PR)	Não	Não
Pernambuco (PE)	Sim	Andamento
Piauí (PI)	Não	Não
Rio de Janeiro (RJ)	Não	Não

Rio Grande do Norte (RN)	Não	Não
Rio Grande do Sul (RS)	Sim	Andamento
Rondônia (RO)	Sem informação	Sem informação
Roraima (RR)	Sem informação	Andamento
Santa Catarina (SC)	Não	Não
São Paulo (SP)	Sim	Sim
Sergipe (SE)	Sem informação	Não
Tocantins (TO)	Não	Sem informação

Tabela 6 – Estados que estabeleceram os valores de referência de qualidade de solo em seu território, comparativo de 2015 e 2016. Os Estados marcados com Sim criaram norma, enquanto aqueles indicados com Não, ainda não editaram o regulamento.

Fonte: REIS et al, 2016.

4.4.

Valores de referência, de prevenção e de investigação

À semelhança do modelo holandês, as norma paulista e federal adotam 3 valores diferentes para cada um dos elementos avaliados no solo. O valor de referência (chamada de valor de referência de qualidade pela Resolução CONAMA 420/09), valor de alerta (chamada de valor de prevenção pela Resolução CONAMA 420/09) e valor de intervenção (chamada de valor de investigação pela Resolução CONAMA 420/09).

Os valores de referência são aqueles que indicam a quantidade de determinada substância naturalmente encontrada no solo limpo. A determinação das concentrações de referência a partir da metodologia holandesa é feita aferindo-se a correlação entre as propriedades físicas e químicas do solo que produzem efeitos nas condições micro-ambientais e afetam a adsorção de metais (CASARIN et al., 2001). Ou seja, a metodologia envolve o estabelecimento de equações que relacionem as concentrações de metais e as propriedade do solo, como pH, capacidade de troca catiônica (CTC) e quantidade de matéria orgânica. No caso de substâncias não encontradas naturalmente no solo, os parâmetros de qualidade são os limites de detecção dos respectivos métodos. Isso porque,

considerando que tais elementos não surgem pela ação natural, qualquer concentração encontrada acima do padrão mínimo foi considerada como inadequada (CASARIN et al, 2001).

Os valores de alerta, ou valor de prevenção, de acordo com a CONAMA, tem como objetivo atuar como indicador preventivo de que a concentração de determinada substância ultrapassou o limite natural, muito embora somente demande ações de investigação e monitoramento, de forma a evitar que a área seja considerada contaminada. A norma holandesa estabeleceu como valor de alerta a média entre o valor de referência e o valor de intervenção para determinado composto (SCHNEIDER, 2011). Em âmbito nacional, tais parâmetros foram definidos de forma mais científica, com base no risco e na prevenção à contaminação. Assim, tais parâmetros foram estabelecidos adotando os valores que, segundo a literatura, seriam as menores concentrações capazes de gerar fitotoxicidade (MORAES, 2012).

O valor de intervenção, por último, é aquele que indica um potencial risco, direto ou indireto, à saúde humana, demandando ações imediatas de investigação e minimização do risco sob a população exposta (SILVA, 2009).

A lista Holandesa adotou avaliações de risco para efeitos toxicológicos e ecotoxicológicos para estabelecimento de tais valores. O risco máximo tolerável para substâncias não carcinogênicas foi estabelecido a partir do cenário de exposição e o ingresso diário tolerável (quociente 1), estabelecido por ensaios em laboratórios sobre toxicologia humana ou animal. Para o caso de substâncias potencialmente causadoras de câncer, conforme CASARIN et al. (2001), o risco máximo aceitável é aquele que gera a possibilidade de um caso adicional de câncer a cada 10.000 pessoas (quociente 10^{-4}).

Os quocientes de risco adotados em São Paulo seguem o mesmo modelo descrito acima (quociente 1 para substâncias não carcinogênicas e quociente 10^{-4} para substâncias carcinogênicas), muito embora as doses máximas tenham sido estabelecidas com base nas características do Estado, como estimativa de 64 anos de vida, vias de exposição e caracterização física, química e toxicológica do contaminante. A norma paulista, no entanto, considera apenas os dados de

toxicologia humana, deixando de adotar os ensaios de ecotoxicologia (MORAES, 2012).

A edição da norma paulista e posteriormente da norma nacional representou um avanço na gestão de áreas contaminadas no Brasil, uma vez antes disto inexistia qualquer parametrização sobre a matéria (MATIASSO, 2010). Por outro lado, a adoção de modelo criada para países de clima temperado gera incertezas técnicas em virtude das características típicas daqueles países que não se aplicam no Brasil.

5.

Avaliação laboratorial de chorume em lixão encerrado, de acordo com a legislação vigente

Muito embora o estabelecimento dos parâmetros nacionais possa ser objeto de questionamentos metodológicos, a norma encontra-se em pleno vigor, sendo, portanto, de cumprimento obrigatório em todo país. Vale lembrar que a Resolução CONAMA 420/09 optou por não estabelecer parâmetros específicos para casos de aterros sanitários ou lixões, esclarecendo que os limites previstos na norma são aplicáveis também para os casos de tais empreendimentos, obedecendo aos valores de prevenção, conforme artigo 15.

Conforme esclarecido anteriormente, a implantação de um empreendimento de destinação final de RSU precisa ser previamente submetida ao crivo do órgão ambiental competente, nos termos previstos na Lei da PNMA (Lei Federal 6.938/81), no Sistema Estadual de Licenciamento Ambiental do Rio de Janeiro (Decreto Estadual 44.820/14) e a Resolução CONAMA 237/97. O licenciamento ambiental é, neste sentido, uma das ações que demonstram a presença constante do Estado no controle do meio ambiente (TRENNEPOHL, 2010).

A Resolução CONAMA 420/09, ao disciplinar o gerenciamento de áreas contaminadas, estabeleceu os parâmetros máximos de concentrações de determinadas substâncias no solo, de forma que na hipótese de tal limite ser ultrapassado, a área deverá ser submetidas às etapas de gerenciamento previstas na resolução. Caso as análises laboratoriais realizadas apresentem concentrações abaixo dos limites ali previstos, a área poderá ser considerada como não-contaminada e, portanto, passível de utilização para qualquer finalidade pretendida. A contrário senso, isso significa que eventuais parâmetros não contemplados na norma não podem ser utilizados como impeditivo para ocupação de um local, como alta salinidade ou concentrações elevadas de alumínio, boro, ferro e manganês, todos sem limites estabelecidos na resolução.

Neste sentido, além de poder ser questionada em virtude da metodologia adotada para o estabelecimento dos parâmetros, a norma também poderá gerar riscos em decorrência da ausência de parâmetros para determinadas substâncias.

Estas necessidades de aprimoramento podem acabar por permitir o uso de uma área com capacidade limitada de habitat.

Para que se evite tal risco, outros tipos de estudos podem ser desenvolvidos de forma complementar, como é o caso de ensaios de ecotoxicologia. Especificamente para o caso de vazadouros de RSU encerrados, o que foi feito no presente caso foi a avaliação de eventual toxicidade em uma área a partir de ensaios ecotoxicológicos com saturação do solo a partir de doses de chorume coletado no local.

5.1. Bioensaios de chorume em lixão encerrado

5.1.1. Ecotoxicologia

Originariamente, o conceito de toxicologia decorre da união das palavras: (i) tóxico: que etimologicamente origina-se do latim *toxicum* derivado do grego *toxikon* e significa “o que envenena” (CUNHA, 1986); com (ii) logia: derivada do grego *logos*, conceito introduzido na ciência a partir do século XIX, que significa “palavra, estudo, tratado”. Ecologia, por seu turno, pode ser entendida como o estudos das relações entre os organismos vivos entre si e com o meio ambiente (WILLIAM FREIRE, 2003). Em conjunto, tais conceitos originaram a ecotoxicologia, uma ciência jovem que conjuga o estudo dos venenos pela toxicologia, com seus efeitos prejudiciais ao ambiente (PERIN, 2005), cuja diferenciação pode ser vista na Tabela 7.

Toxicologia Clássica	Ecotoxicologia
Objetivo: proteger os seres humanos da ação de substâncias tóxicas em concentrações que estão ou podem estar associadas a efeitos adversos.	Objetivo: proteger populações e comunidades de diferentes espécies da ação de substâncias tóxicas em concentrações que podem estar associadas a efeitos adversos.
Utiliza animais de experimentação como modelos.	Pode utilizar as próprias espécies em questão (embora possa haver muitas incertezas sobre a propriedade das mesmas como sendo o melhor indicador de efeito ou de suscetibilidade)

A espécie-alvo é conhecida (homem); maior precisão na extrapolação de dados.	Impossível conhecer e testar todas as espécies a serem protegidas; grau de extrapolação incerto.
Os organismos-teste são homeotérmicos, o que permite melhor predição da toxicidade.	Os organismos-teste vivem em ambientes variáveis e, na maioria, são peclotérmicos.
A dose da substância administrada pode ser medida com precisão e também podem ser estabelecidas as vias de exposição.	A exposição se dá pelas concentrações da substância no meio e a dose absorvida só é determinada por meio de experimentos de bioacumulação e metabolismo.
Há dados disponíveis sobre pesquisa básica na elucidação dos mecanismos de ação tóxica.	A ênfase se dá na medição do efeito tóxico, com vistas ao estabelecimento de dados de concentrações-limite para cumprir exigências obrigatórias.
Os métodos de avaliação de toxicidade são bem estabelecidos no que tange a certezas e limites.	Os ensaios utilizados são relativamente novos, sendo alguns deles padronizados.

Tabela 7 – Diferenças entre a toxicologia clássica e a ecotoxicologia.

Fonte: Cesar et al, 2013.

Embora existam relatos de ensaios de laboratórios semelhantes desde Aristóteles, entre 384 e 322 a.C, (MAGALHÃES, 2008), o conceito de ecotoxicologia foi cunhado por Truhaut em 1969 a partir da junção das palavras ecologia e toxicologia, demonstrando a preocupação com o conhecimento de efeitos tóxicos de determinadas substâncias no meio ambiente (POMPÊO et al, 2015). Em outras palavras, a ecotoxicologia é a ciência responsável pela previsão de fenômenos ambientais, incluindo a forma de difusão de determinada substância no meio ambiente e sua futura concentração nos diferentes compartimentos e subcompartimentos ambientais, a partir de um número restrito de informações físico-químicas de determinada substância potencialmente tóxica (PERIN, 2005).

Os ensaios de ecotoxicidade têm como objetivo avaliar os efeitos nocivos de determinados contaminantes à biota (CESAR, 2013) e, segundo TRUHAUT (1977 apud MAGALHAES, 2008), avaliam quais são os efeitos de determinadas substâncias naturais ou sintéticas em organismos vivos, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos. Neste sentido, a ecotoxicologia observa e avalia o fenômeno da intoxicação ambiental com a finalidade de impedir ou preveni-la (MAGALHAES, 2008). No caso da ecotoxicologia terrestre, são observados os

efeitos em plantas e animais presentes no solo, como as minhocas utilizadas no presente estudo (CARDOSO, 2012).

Uma das vantagens deste tipo de exame é avaliar o efeito de determinado contaminante sobre a biota, em detrimento de resultados analíticos acerca da concentração da substância no solo (COUTINHO et al, 2011). Neste contexto, vale ressaltar que a mera análise química, por si só, não é suficiente para demonstrar o real impacto ambiental de um contaminante no ecossistema, uma vez que não avalia eventuais interações simultâneas de substâncias, efeitos nos organismos e biodisponibilidade (MAGALHAES, 2008). Por este motivo, os resultados de ensaios ecotoxicológicos permitem obter dados além da mera concentração de determinadas substâncias, incluindo a fração geoquímica disponibilizada no meio e aquela incorporada pelo organismo (CASSARET e DOLL'S, 1999 *apud* CESAR, 2013), conforme sintetizado na Figura 16.

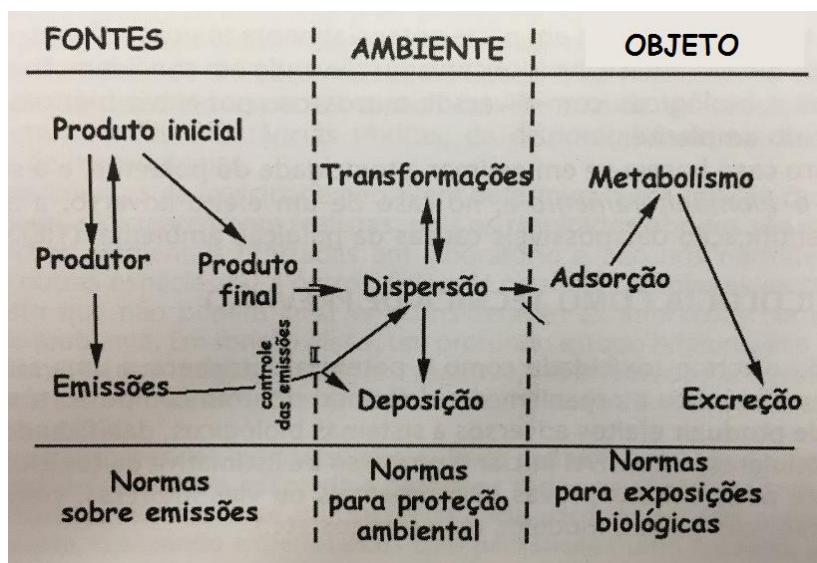


Figura 16 – Campo de atuação da ecotoxicologia.

Fonte: Perin, 2005 (adaptado).

Não é demais relembrar que os ensaios ecotoxicológicos são expressamente reconhecidos na legislação brasileira como metodologia para determinar o efeito tóxico de determinado material, inclusive determinando a obrigatoriedade da realização de tais exames para fins de disposição de material dragado contaminado em águas sob jurisdição nacional (RESOLUÇÃO

CONAMA 454/2012). A despeito disso, no caso de gerenciamento de áreas contaminadas, a legislação ainda não determina a obrigatoriedade de realização de tais exames para avaliação do risco ecológico associado ao ecossistema terrestre, o que inclui a biota do solo (RESOLUÇÃO CONAMA 420/09).

A avaliação da ecotoxicidade permite a compreensão e interpretação dos riscos decorrentes do contaminante, considerando as diversas variáveis incidentes no caso a ser analisado, como as propriedades físicas, químicas e mineralógicas do meio, a forma química do elemento no ambiente e as especificidades dos receptores ecológicos considerados na análise de risco ambiental (CESAR et al, 2013). Os principais ensaios realizados tem como objetivo avaliar: (i) a toxicidade aguda de determinada substância, a partir do estudo da letalidade decorrente da exposição de determinadas espécies à substância em estudo; (ii) o comportamento ou fuga, a partir de migração dos indivíduos-testes de um meio contaminado para outro; (iii) a reprodução, que tem como objetivo verificar eventuais efeitos adversos na taxa de reprodução, e portanto na população futura, de determinados indivíduos ; (iv) bioacumulação que tem como objetivo aferir o potencial de eliminação de contaminantes pelos indivíduos (KENDAL et al, 2001; CESAR et al, 2013; KNIE, 2004)). No âmbito da ecotoxicologia também podem ser realizados ensaios de potencialização, de teratologia, mutagenicidade, carcinogenicidade, entre outros (LOOMIS, 1982). A combinação de tais resultados permite estabelecer concentrações de substâncias que geram efeitos tóxicos considerados não toleráveis, fixando-se assim limites a serem observados.

Por outro lado, e como já dito anteriormente, o estabelecimento dos parâmetros brasileiros de qualidade dos solos foi feito com base na metodologia adotada pela Holanda quando da edição do documento de referência conhecido como *Dutch List* (CASARIN, 2001; MARQUES, 2017). Neste sentido, vale reiterar que as propriedades dos solos sobre os quais os resíduos estão dispostos, desempenham papel fundamental no comportamento geoquímico de contaminantes, e podem potencializar (ou não) seu grau de assimilação biológica e, conseqüentemente, os riscos à saúde do ecossistema do solo. Para o estabelecimento de padrões tipicamente brasileiros, é necessário que sejam realizados novos ensaios de ecotoxicidade considerando as características de solo

e fauna típicos do Brasil, com ênfase nos ecossistemas de solos tropicais (MORAES, 2012), de modo a subsidiar a definição de valores orientadores capazes de refletir as especificidades da região tropical (CESAR et al. 2012; CESAR et al. 2014).

Especificamente para o estudo ora apresentado, os ensaios de ecotoxicologia realizados têm como objetivo complementar os resultados de concentração de metais pesados obtidos a partir do ICP-OES. Em outras palavras, após a realização das análises físico-químicas do solo e do chorume coletados, foi realizado ensaio de ecotoxicidade utilizando anelídeos (minhocas). Na hipótese de inexistência de contaminação de acordo com os parâmetros das resoluções CONAMA, é de se esperar que o material também não apresente toxicidade para os organismos avaliados.

5.1.2. Avaliação aquática e terrestre

Os bioensaios de ecotoxicidade podem ser utilizados para avaliar efeitos adversos de determinadas substâncias em organismos de meio aquático ou terrestre, a depender da substância e do cenário a ser avaliado.

No século XIX já se falava em utilização de organismos aquáticos como indicadores de contaminação, dando origem ao termo “ecotoxicologia de peixes” para avaliação de sistemas aquáticos, conforme exemplificado na figura 17 (PENNY & ANDAMS, 1863 apud KNIE, 2004). Para a realização de tais ensaios, indivíduos de diferentes níveis tróficos são expostos à substância de interesse, podendo ser efluentes sanitários ou industriais, material a ser disposto no meio ambiente ou produtos químicos em fase de testes, por exemplo.

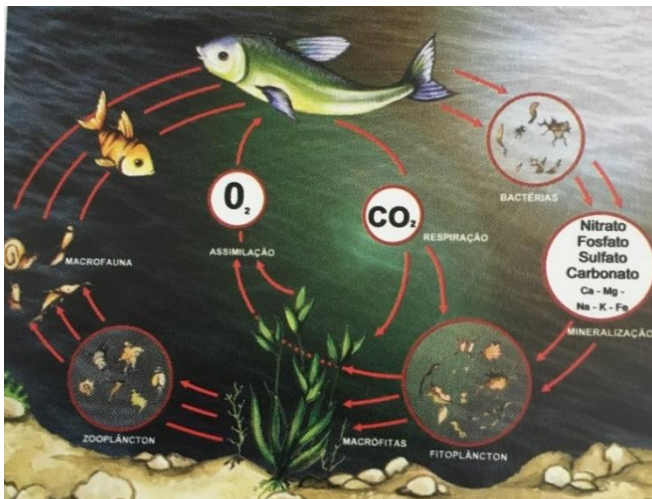


Figura 17 – Ecossistema aquático.
Fonte: Knie, 2004.

A Resolução CONAMA 454/2012, por exemplo, determina a realização de ensaios ecotoxicológicos em complementação à caracterização química, para que sejam avaliados os impactos na vida aquática da disposição de sedimentos dragados a serem dispostos em águas sob jurisdição nacional. Para este caso, a norma nacional determina a realização de ensaios com organismos do grupo dos anfípodos e organismos do grupo dos equinoides, para ensaios de toxicidade crônica. Os laudos analíticos devem determinar os resultados (tóxico ou não tóxico) assim como a taxa de mortalidade de cada réplica.

Para ensaios em ambientes aquáticos, outras espécies também tem sido utilizadas em ensaios de laboratórios, como o peixe Danio rerio (NAKAGOME et al, 2007); *Daphnia magna* (SOUZA et al, 2011), *Vibrio Fischeri* (POLEZA et al, 2008), *Physalaemus cuvieri* (SILVA et al, 2013), entre diversos outros estudos. As Figura 18 abaixo apresentam alguns exemplos de ensaios de ecotoxicidade aquática com carpas.

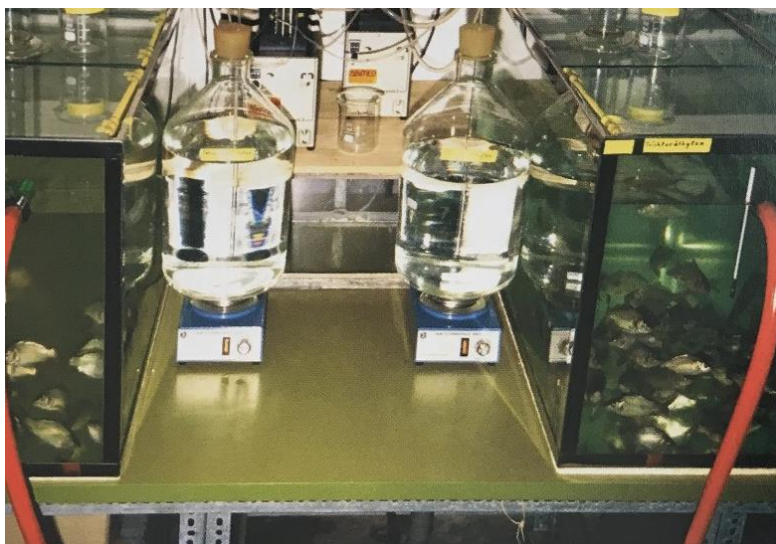


Figura 18 – Teste de bioacumulação com carpas.
Fonte: Knie, 2004.

Para o presente trabalho foram avaliados indivíduos de meio terrestre, ou seja, os efeitos tóxicos observados nas minhocas ou anelídeos da espécie *Eisenia andrei* em decorrência da exposição aguda a churume coletado no aterro. Ao contrário do que acontece no meio aquático, para o meio terrestre os parâmetros técnicos estabelecidos pelo CONAMA não trazem a obrigatoriedade de realização de ensaios ecotoxicológicos. A avaliação de efeitos ecotoxicológicos de determinadas substâncias em espécies de solo é de indispensável importância para afirmação a qualidade de determinada região, valendo ressaltar que a importância sanitária e ambiental da poluição do solo é igualmente relevante à contaminação atmosférica e aquática (PERIN, 2005). Apesar disso, de acordo com Filser et al (2007), 47% de toda a cobertura terrestre do planeta pode ser considerada de moderada a severamente degradada.

É também relevante reafirmar que as características pedogeoquímicas do compartimento solo são determinantes na mobilidade e disponibilidade de determinado contaminante para os receptores ecológicos, o que pode ser constatado a partir dos ensaios ecotoxicológicos terrestres (CESAR et al, 2013). Neste sentido, os diferentes tipos de solo e seus componentes possuem capacidades de adsorção de contaminantes, dificultando sua distribuição e restringindo sua ação tóxica (BOTELHO et al, 2011).

A abordagem da avaliação ecotoxicológica terrestre permite não só avaliar efeitos tóxicos sinérgicos de determinadas substâncias, como também avaliar a interação biota-solo e efeitos letais e sub-letais como alterações fisiológicas e de comportamento (CESAR, 2013). Em tais ensaios, resumidamente, espécies de ambiente terrestre são expostas a substâncias de interesse de forma a avaliar os efeitos adversos nos organismos.

5.1.3. Espécies utilizadas na ecotoxicologia terrestre

Considerando se tratar de área da ciência recente, a ecotoxicologia de solos ainda está sujeita a aprimoramentos metodológicos. Neste sentido, um dos desafios deste tipo de ensaio é a integração dos efeitos das propriedades físico-químicas dos solos, com as diferentes espécies de invertebrados, assim como os demais organismos de diferentes níveis tróficos (KUPERMAN, 2009). A combinação de diferentes testes, abordagens mais refinadas e modelagens ecossistêmicas consideram efeitos em comunidades, provendo resultados mais representativos (FILSER, 2007).

Apesar disto, é impossível a realização de testes em todos os grupos de organismos, de forma que se torna necessária a identificação e seleção de indicadores (FILSER, 2007). Neste sentido, o uso de minhocas tem sido bem recomendado em virtude das sua importância na estrutura, fertilidade e qualidade do solo (BUCH, 2010). Em testes de ecotoxicologia terrestres, os resultados obtidos serão mais confiáveis quando utilizados indivíduos naturalmente presentes no tipo de solo utilizado no ensaio (KUPERMSN, 2009). A Organização Internacional para Padronização (ISO, na sigla em inglês) possui diversas normas para estudos de toxicidade do solo utilizando invertebrados, conforme Tabela 8.

Teste de toxicidade padronizado	Referência	Organismos testes	Objetivo
ASTM E2172	ASTM International (2001)	Caenorhabditis elegans (Nematoda)	Mortalidade
ISO 11268-1	ISO (1993)	Eisenia fetida, Eisenia andrei (Oligochaeta)	Mortalidade
ISO 11268-2	ISO (1998)	Eisenia fetida, Eisenia andrei (Oligochaeta)	Reprodução
ISO 11268-3	ISO (1999b)	Natural earthworm community	Abundância, biomassa, diversidade
ISO 16387	ISO (2004)	Enchytraeus albidus, Enchytraeus crypticus (Oligochaeta)	Reprodução
ISO 17512-1	ISO (2008a)	Eisenia fetida, Eisenia andrei (Oligochaeta)	Comportamento
ISO 15952	ISO (2006)	Helix aspersa (Mollusca)	Crescimento
ISO 11267	ISO (1999a)	Folsomia candida (Collembola)	Reprodução
ISO 17512-2	ISO (2008b)	Folsomia candida (Collembola)	Comportamento
ISO 20963	ISO (2005)	Oxythyrea funesta (Coleoptera)	Mortalidade
ASTM E1197	ASTM International (1993)	Terrestrial soil-core microcosm test	Vários

Tabela 8 – Testes padronizados de ecotoxicidade terrestre usando invertebrados.
Fonte: Kuperman, 2009 (adaptado).

Considerando que inexistem espécies nativas padronizadas no Brasil, indivíduos das espécies *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*, embora originárias de solos de clima temperado, são comumente utilizadas em decorrência da alta sensibilidade e disponibilidade de tais organismos, assim como da sua boa adaptação a diferentes ambientes (ALVES et al, 2015). Além disso, alguns estudos indicam dificuldades no cultivo das espécies nativas brasileiras em laboratórios (KUPERMAN, 2009).

Na presente dissertação, foram utilizados indivíduos da espécie *Eisenia andrei* cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) para realização de testes de ecotoxicidade aguda e variação de biomassa (Figura 20). Os organismos foram criados de acordo com as recomendações de Cesar (2013) e Cesar (2009), acondicionadas em caixas plásticas contendo substrato consistente na mistura de

musgo *sphagnum* e esterco de cavalo (CESAR, 2013), conforme Figura 19. Ademais, o pH do substrato é ajustado entre 6 e 7 a partir da adição de carbonato de cálcio e renovado e hidratado com água destilada a cada dois meses (CESAR, 2013). Os anelídeos são alimentados uma vez por semana pela adição de aveia moída e cozida em microondas (CESAR, 2013).



Figura 19 – Estante de cultivo de *Eisenia andrei* no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos da Universidade de Coimbra (Portugal), semelhante à disponível no Laboratório da UFRJ .
Fonte: Cesar, 2013.



Figura 20 – Detalhe de minhoca adulta da espécie *Eisenia Andrei* utilizada no teste de ecotoxicidade, com clitelo bem desenvolvido.
Fonte: Cesar, 2013

5.1.4. Tipos de ensaios de ecotoxicologia terrestre com anelídeos

Os ensaios de toxicidade aguda tem como objetivo avaliar os efeitos nos indivíduos decorrentes da exposição em uma única oportunidade e avaliar seus efeitos em relação a sintomas e taxa de letalidade (LOOMIS, 1982). Neste caso, segundo as recomendações da ASTM (2004) as minhocas ficam expostas por 14 dias, com temperatura e iluminação controladas, ao solo-teste, onde foi adicionada

a substância de interesse (Figura 21). Ao final do teste são calculadas a taxa de fatalidade, assim como a redução da biomassa dos indivíduos.



Figura 21 – Aspecto do ensaio de ecotoxicidade aguda.
Fonte: Cesar, 2013

A respeito do teste de toxicidade aguda, convém ressaltar que estudos de ecotoxicologia de resíduos sólidos são relativamente escassos (WILKE, 2008), geralmente focados no meio aquático (SISINNO, 2002; BERNARD et al, 1997), embora possam ser identificados alguns estudos utilizando organismos terrestres (SOUZA, 2017; WILKE, 2008).

Outros ensaios comumente realizados são os ensaios de comportamento ou testes de fuga (ISO, 2008). Neste caso é aferida a capacidade de habitat de determinado solo exposto à substância em teste. Para tanto é preparado experimento em caixa plástica dividida em duas seções por um separador plástico. Em uma das seções é acrescentado solo-controle e na outra solo-teste (Figura 22). O separador plástico é, então, removido e as minhocas são colocadas na interseção dos solos. Após 48 horas de exposição com temperatura e iluminação controladas verifica-se o percentual de oligoquetas em cada um dos solos. Na hipótese de menos de 20% dos indivíduos permanecerem no solo-teste ele é considerado com função de habitat limitada (CESAR, 2013).



Figura 22 – Aspecto do ensaio de teste de fuga com separador plástico.
Fonte: Cesar, 2013

Durante a presente dissertação de mestrado, os elevados índices de ecotoxicidade aguda encontrados não justificaram a realização de testes de comportamento. É que, considerando que grande parte das minhocas morreu ao ser exposta nos ensaios de toxicidade aguda, é evidente que as mesmas teriam optado por migrar para o solo-controle. De toda sorte, após o estabelecimento da concentração em que não são observados efeitos letais (NOEL, na sigla em inglês) é possível a realização dos ensaios de fuga.

Outro ensaio padronizado é o ensaio de reprodução (ISO, 1998) que dura 56 dias (28 dias para deposição dos casulos com ovos e mais 28 dias para eclosão dos casulos). Após o período os organismos jovens são contados para aferição de eventual redução na taxa de reprodução (CESAR, 2013), conforme figura 23.



Figura 23 – Aspecto do ensaio de reprodução na Universidade de Coimbra (Portugal).
Fonte: Cesar, 2013

O ensaio de bioacumulação, por seu turno, é composto de duas etapas: bioacumulação e depuração, cada umas com 28 dias, conforme figura 24. Na primeira etapa, após a exposição prevista (4, 7, 14, 21 e 28 dias) os organismos são encaminhados para determinação do teor de metais pesados e calcula-se o fator de bioconcentração (FBC) pela razão entre o teor do contaminante no indivíduo e no solo. Na segunda etapa, os organismos são colocados em solo artificial não contaminado e após a exposição determinada (4, 7, 14, 21 e 28 dias) são enviados para laboratório para determinar o potencial de eliminação dos contaminantes (CESAR, 2013).



Figura 24 – Aspecto do ensaio de bioacumulação.
Fonte: Cesar, 2013

Como dito acima, o escopo do presente trabalho envolve a realização de ensaios de ecotoxicidade aguda com *Eisenia andrei*. Não foi necessária, neste momento, a realização de ensaios de comportamento, considerando a alta toxicidade aferida nos ensaios. Neste sentido, os ensaios realizados no presente trabalho incluem a determinação da taxa de fatalidade de acordo com diferentes concentrações, redução de biomassa e, a partir da utilização de software, estabelecimento de NOEL e Concentração Letal Média (CL50).

6. Material e Métodos

6.1. Seleção de estudo de lixões desativados

Para fins de escolha do local de estudo, foram selecionadas 4 áreas utilizadas no passado como receptoras finais de RSU em diferentes Municípios do Estado do Rio de Janeiro (i) Lixão de Babi, no Município de Belford Roxo; (ii) Lixão de Miguel Pereira, no Município de mesmo nome; (iii) Lixão do Triunfo, localizado em Vassouras; e (iv) Lixão de Santa Cruz, localizado no Município do Rio de Janeiro. Tais áreas foram as elegidas inicialmente, pois todas foram utilizadas para destinação final de RSU, as atividades de disposição de RSU já haviam sido encerradas (ainda que parcialmente em alguns casos) e todas elas foram submetidas a procedimento de recuperação ambiental (também parcialmente, em alguns casos), inclusive com acompanhamento do órgão ambiental estadual. Na sequência foram obtidas cópias integrais de todos os procedimentos administrativos disponíveis no órgão estadual de meio ambiente do Estado do Rio de Janeiro, Instituto Estadual do Ambiente (INEA/RJ), para todos os 4 lixões.

6.2. Área de estudo e amostragem

Após a análise de todos os procedimentos administrativos, optou-se por adotar a área de Santa Cruz como objeto do estudo, uma vez que se trata da área encerrada há mais tempo, desde 1997 sem recebimento de RSU, de forma que o material ali depositado se encontra mais compactado, estabilizado e, supostamente, mais inertizado. Além disso, o local foi integralmente encerrado e recuperado, não recebendo mais RSU. O empreendimento se localiza no Distrito Industrial de Santa Cruz, no Bairro de Santa Cruz, na zona oeste do Município do Rio de Janeiro. O local operou de 1986 até 1997 e recebia os RSU dos bairros de Campo Grande, Santa Cruz, Guaratiba e Pedra de Guaratiba, numa área de aproximadamente 115.000 m² (Figura 25). A utilização predominante no local é

de atividades de agricultura, incluindo algumas áreas de pastagens e agrupamentos urbanos (Figura 26).



Figura 25 – Localização e polígono do lixão de Santa Cruz, atualmente encerrado.

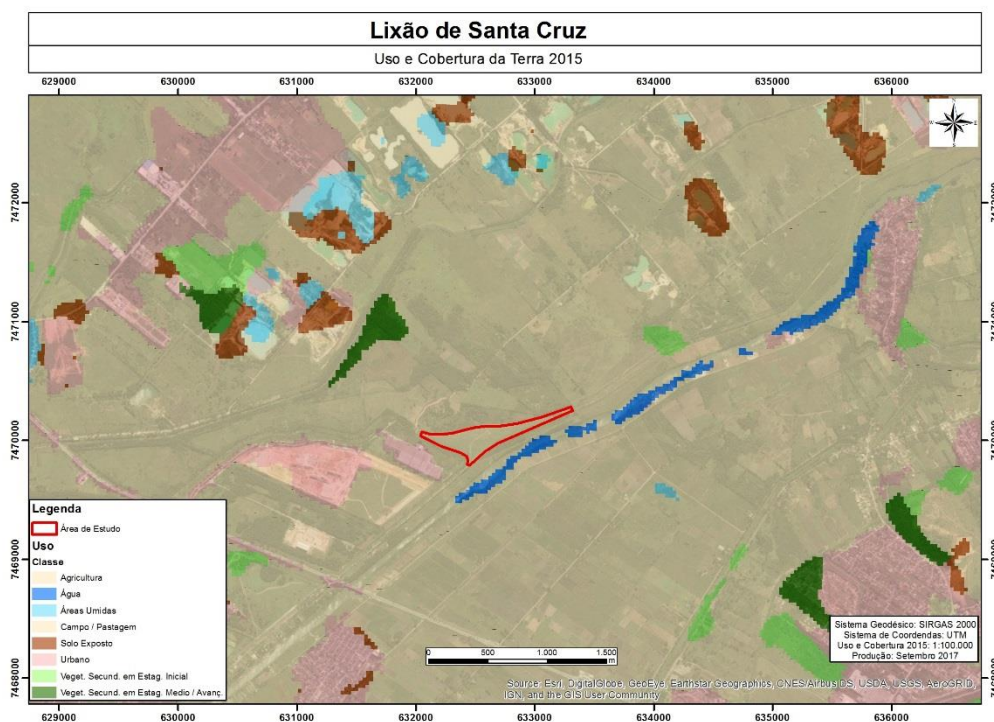


Figura 26 – Mapa de uso e cobertura do solo na região do Lixão de Santa Cruz.

O local é de responsabilidade da COMLURB, integrante da administração pública do Município do Rio de Janeiro, e após a autorização dos gestores, foi realizada visita técnica ao local, com participação dos responsáveis pelo empreendimento. Na oportunidade foi realizada a coleta de 10 kg solo limpo - neste caso, um gleissolo, tipologia de solo típica de áreas de baixada do Rio de Janeiro (LEPSCH, 2010). Gleissolos são amplamente conhecidos por sua elevada fertilidade, alto teor de matéria orgânica e má drenabilidade, uma vez que são fortemente influenciados pelo nível do lençol freático (LEPSCH, 2010).

Considerando que, conforme Figura 27, a região ao redor do lixão possui a mesma tipologia de solos (gleissolo), a coleta foi realizada em um único ponto selecionado à montante da massa de resíduos (lat. 22°52'16.41"S; long. 43°42'47.08"O), de forma a evitar contaminação por chorume ou resíduos.

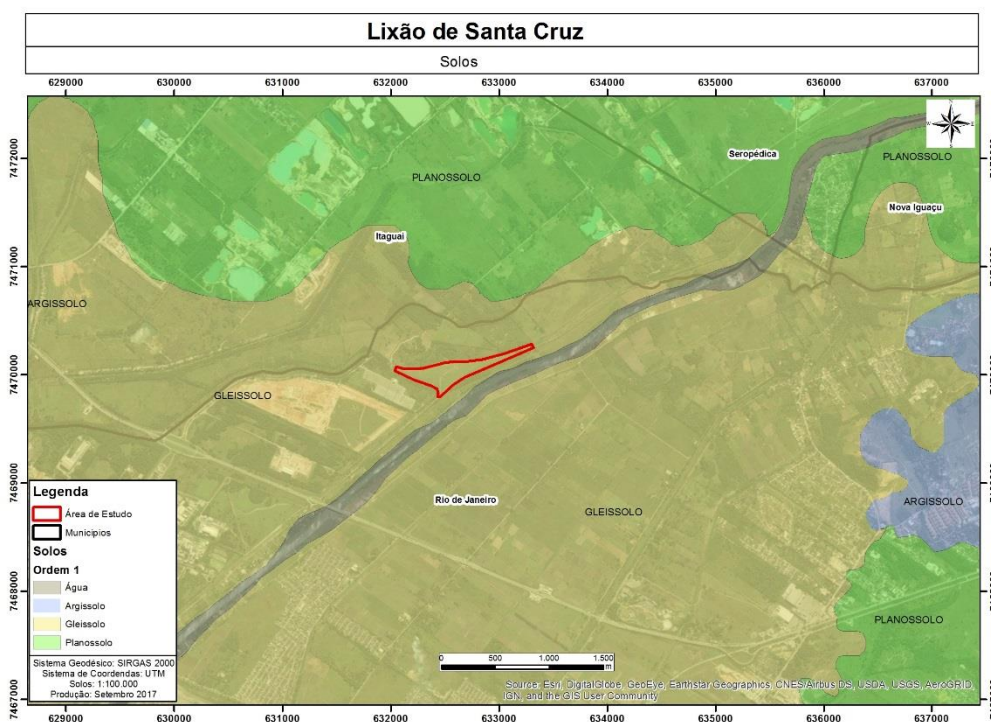


Figura 27 – Mapa de uso e cobertura do solo na região do Lixão de Santa Cruz.

A campanha foi realizada em maio de 2017 e a amostra foi coletada superficialmente com auxílio de pá e picareta, fornecidos pela COMLURB (Figura 28). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e encaminhado para o laboratório de ecotoxicologia da UFRJ. No laboratório a amostra de solo foi seca

à temperatura ambiente e peneirada à 2 mm para remoção de outros elementos como raízes e detritos. O resultado foi utilizado para determinação do teor de metais pesados e para preenchimento das réplicas para ensaios de ecotoxicologia.



Figura 28 – Coleta de solo realizada em 16 de maio de 2017 no lixão de Santa Cruz.

Durante o processo de remediação do lixão foram instaladas valas de pé de talude, como um sistema de drenagem do chorume produzido no interior do maciço, de forma que o material passasse a ser coletado e encaminhado para cisternas e lagoa de armazenamento (Figura 29). A coleta de chorume foi realizada na cisterna disponível ao redor do talude, tendo sido informado pelo gestor local que o chorume apresentava maior concentração que o usual, uma vez que o material presente na cisterna havia sido totalmente drenado alguns dias antes para recirculação no maciço.



Figura 29 – Lagoa de acumulação de chorume drenado do lixão de Santa Cruz. A lagoa mantém o material que não é retido nas cisternas.

6.3. Determinação do teor total de metais pesados

O solo e chorume coletados foram submetidos ao espectrofotômetro de absorção atômica (AAS) e ao espectrofotômetro com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), para fins de determinado do teor de metais pesados (Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr, Hg e As) e as concentrações obtidas foram comparadas com os limites estabelecidos na legislação nacional. Estes equipamentos são frequentemente utilizados para fins de determinação de contaminação de metais pesados (PAULA, 2014). Contudo, é conveniente ressaltar que muito embora o AAS seja mais frequentemente utilizado, o ICP-OES possui menor limite de detecção, assim como capacidade de detecção multielementar (NUNES, 2009).

Para medição com ICP-OES 1 grama de solo foi depositado em béquer de platina e solubilizado utilizando mistura ácida composta de HF:HCl:HClO₄ (2:1:1). A solução foi seca em chapa aquecida à 120 °C, sendo retomada com ácido nítrico 5% (HNO₃).

Também foram determinados o potencial Hidrogeniônico (pH) do material coletado conforme procedimento em EMBRAPA (1997). Para a determinação do pH em água, foi utilizada à relação solo:solução de 1:2,5, utilizando-se 10ml de solo para 25ml de água destilada. A amostra foi homogeneizada e agitada, e após repouso de uma hora foram mergulhados eletrodos na suspensão para leitura do pH (Embrapa,1997).

6.4. Teste de toxicidade aguda com minhocas (*Eisenia andrei*)

Para o teste de ecotoxicidade aguda para cada uma das 5 dosagens utilizadas na saturação do solo foram produzidas 4 réplicas com 10 minhocas adultas em cada uma, totalizando o uso de 200 oligoquetas em 20 réplicas. Cada réplica continha 1.800g de solo com umidade ajustada para 50% da capacidade máxima de retenção de água (CRA) do solo, equivalente a um volume total de líquido utilizado de 420mL em cada réplica.

As dosagens de chorume aplicadas foram: 0, 50, 70, 90 e 100% (sendo 100% = chorume puro, e 0% = água destilada pura). Antes de ser usado no experimento, o solo foi previamente seco à temperatura ambiente e peneirado à 2mm, para remoção de raízes e detritos maiores. Após 14 dias de exposição, verificou-se o número de organismos sobreviventes e a perda de biomassa corporal desses indivíduos remanescentes.

Para este bioensaio, foram utilizados, por réplica, 10 indivíduos adultos de *Eisenia Andrei*, ou seja, com clitelo bem desenvolvido e de peso semelhante (variando entre 0,4 e 0,6 mg). Os organismos foram cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

As réplicas foram mantidas à temperatura de 22°C, com iluminação constante e sem alimentação pelo período de 14 dias. As réplicas de controle continham solo artificial de 70% de areia de quartzo, 20% de caulim e 10% de pó de casca de coco, conforme recomendado por GARCIA (2004 apud CESAR, 2011).

Previamente ao início do teste, e posteriormente à sua conclusão, os organismos foram deixados em papel filtro umedecido com água destilada por 24 horas para o purgamento do conteúdo intestinal, conforme recomendações de ASTM (2004). A dosagem de chorume (expressa em %) capaz de provocar a morte de 50% dos organismos expostos (CL50) e a concentração que não geraria nenhum efeito letal (NOEL) foram estimadas através do software PriProbit (SAKUMA, 1998).

7. Resultados

7.1. Teor de metais pesados e pH em solo e chorume

Os resultados da análise de metais pesados no solo realizadas com o ICP-OES foram inferiores aos limites de detecção do método para mercúrio (<0,03 mg/kg), cádmio (<0,8 mg/kg) e arsênio (<0,02 mg/kg). As concentrações encontradas para zinco (137 mg), chumbo (43,1 mg/kg) e cromo (47,4 mg/kg) encontraram-se dentro dos limites da Resolução CONAMA 420/09. Para os metais ferro (3,3%) e alumínio (10,9%) e para o pH (5,2) a referida norma técnica não estabelece parâmetros de qualidade (Tabela 9).

Substância	Concentração obtida na amostra de solo (mg/kg)	Valores de prevenção da CONAMA 420/09 (mg/kg)
Zn	137	300
Cu	80,5	60
Pb	43,1	72
Hg	<0,03	0,5
Cd	<0,8	1,3
Cr	47,4	75
Fe	3,3%	-
Al	10,9%	-
As	<0,02	15
pH	5,2	-

Tabela 9 – Comparação dos resultados da análise de pH e metais pesados com os limites de prevenção estabelecidos na Resolução CONAMA 420/09.

Já as concentrações de cobre aferidas no solo (80,5 mg/kg) encontraram-se em limite superior ao valores de prevenção estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/09. Apesar disto, verifica-se que o valor obtido é muito inferior aos limites que demandam qualquer atuação para controle de poluição, conforme Tabela 10.

Substância	Valor obtido na amostra (mg/kg)	Valor de Prevenção da CONAMA 420/09 (mg/kg)	Valor de Investigação na CONAMA 420/09 (mg/kg)		
			Agrícola AP Max	Residencial	Industrial
Cu	80,5	60	200	400	600

Tabela 10 – Comparação dos resultados da análise com os limites de prevenção estabelecidos na Resolução CONAMA 420/09.

Com relação às concentrações de metais pesados em chorume, também a partir dos resultados do ICP-OES, verificou-se que as concentrações de cobre (<0,007 mg/L), chumbo (<0,03 mg/L), mercúrio (<0,03 mg/L), cádmio (<0,004 mg/L) e arsênio (<0,02 mg/L) ficaram abaixo do limite de detecção do método. As concentrações de zinco (0,05 mg/L), cromo (0,08 mg/L) e ferro (6,9 mg/L) encontradas na amostras se encontravam dentro dos limites da Resolução CONAMA 430/11 e do parâmetro estadual estabelecido pela Norma Técnica 202.R-10. A norma federal não possui parâmetro para alumínio, entretanto, a concentração encontrada (3,0 mg/L) encontrava-se de acordo com a NT 202.R-10 (Tabela 11). Com relação ao pH, embora próximo ao patamar superior, o valor obtido (8,6) encontra-se dentro da faixa de normalidade estabelecida pelas normas técnicas.

Substância	Concentração obtida na amostra de chorume (mg/L)	Valores máximos da CONAMA 430/11 (mg/L)	Valores Máximos da NT 202 (mg/L)
Zn	0,05	5,0	1,0
Cu	<0,007	1,0	0,5
Pb	<0,03	0,5	0,5
Hg	<0,03	0,01	0,01
Cd	<0,004	0,2	0,1
Cr	0,08	Hexavalente: 0,1 Trivalente: 1,0	0,5
Fe	6,9	15	15
Al	3,0	-	3,0
As	<0,02	0,5	0,1
pH	8,6	Entre 5 e 9	Entre 5 e 9

Tabela 11 – Comparação dos resultados do teor de metais pesados no chorume com os parâmetros para lançamento estabelecidos na Resolução CONAMA 430/11 e na NT 202.

7.2.

Ensaio de ecotoxicidade aguda

Os resultados obtidos nos ensaios de toxicidade aguda demonstraram que o chorume coletado é tóxico, tendo causado a morte de todos os espécimes quando utilizadas as dosagens de 100% e 90% para saturação do solo. Apenas 30% e 60% dos organismos sobreviveram à exposição de dosagens de 70% e 50% do chorume, respectivamente (Figura 21). Em solo natural (gleissolo) puro e em solo artificial puro, houve 100% de sobrevivência dos animais, indicando a confiabilidade do teste realizado.

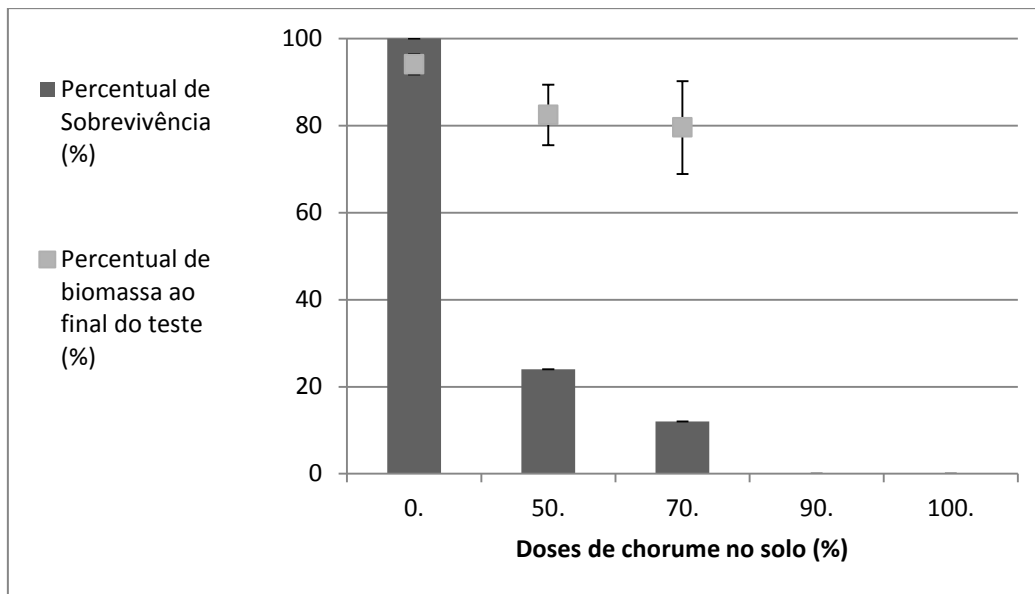


Figura 21 – Percentual de sobrevivência e biomassa dos indivíduos ao final do teste de ecotoxicidade aguda.

Todas as dosagens foram reproduzidas em 4 réplicas e as taxas de sobrevivência obtidas foram as mesmas, obtendo-se desvio padrão 0 (Tabela 12).

Doses de chorume (%)	Sobrevivência (%)	Desvio padrão	Biomassa ao final do teste (%)	Desvio padrão
0.	100	0	94,094	2,34
50.	60	0	82,457	6,98
70.	30	0	79,567	10,67
90.	0	0	-	-
100.	0	0	-	-

Tabela 12 – Taxa de sobrevivência e redução de biomassa dos indivíduos em diferentes doses de chorume durante o teste de ecotoxicidade aguda.

ACL50, a NOEL e seus respectivos intervalos de 95% de confiança estão demonstrados na Tabela 13.

	Concentração de chorume (%)	Intervalo de 95% de confiança	
		Mínima (%)	Máxima (%)
CL50	55,5195	50,3916	59,6506
NOEL	30,1962	21,7552	36,187

Tabela 13 – Valores de CL50 e de NOEL obtidos em bioensaio agudo com *Eisenia Andrei* utilizando gleissolo tratado com diferentes dosagens de chorume.

8. Discussão

O presente trabalho consistiu em avaliar a possibilidade de reutilização de uma área de lixão para outras finalidades (refuncionalização) após o encerramento das atividades de disposição final de RSU na área e desde que observadas as medidas adequadas de encerramento. O passo inicial foi a seleção de área para estudo, a partir da análise de procedimentos administrativos disponíveis no órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro (Inea), referentes a quatro lixões existentes no Estado, lixão de Babi, no Município de Belford Roxo; lixão de Miguel Pereira, no Município de Miguel Pereira; lixão do Triunfo, localizado em Vassouras e lixão de Santa Cruz, no Rio de Janeiro. Foi selecionado o lixão de Santa Cruz, pois este foi o local encerrado há mais tempo (aproximadamente 20 anos), e além disso, o procedimento de encerramento foi acompanhado pelo Inea, assegurando que não houve recebimento adicional de RSU no local e tendo recebido o Termo de Encerramento emitido pelo INEA.

Após a seleção da área de estudo, foi aferida a possibilidade jurídica da reutilização pretendida, assim como os procedimentos e parâmetros necessários para tanto. Neste sentido, verificou-se que legislação brasileira oferece verdadeiro estímulo à eficiência no aproveitamento da propriedade, de forma que a reutilização destas áreas evitaria o abandono de locais contaminados, impulsionaria procedimentos de recuperação de áreas, evitaria ocupações irregulares e descontinuidades urbanas, assim como permitiria o controle social das atividades desenvolvidas em tais locais (VASQUEZ, 2011; SÁNCHEZ, 2004). No mesmo sentido, existem procedimentos previstos na legislação para a desmobilização ou encerramento de uma atividade desta natureza, em especial pela exigibilidade de licença ambiental de recuperação e termo de encerramento de atividade, sendo este o momento em que serão aferidos os parâmetros técnicos de recuperação da área (VIANA, 2013; DECRETO ESTADUAL 44.820/14).

No entanto, em relação a possibilidade de reuso da área de lixão desativado, verifica-se a necessidade de atualização das normas técnicas e parâmetros de qualidade que tratam da matéria. Isto porque os resultados obtidos nos ensaios de metais pesados, pH e ecotoxicidade com o material coletado

demonstraram que apesar de o chorume local estar em conformidade com os parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA 420/09 e 430/11 (ao menos no que diz respeito às concentrações de metais pesados e valores de pH) (Tabelas 6 e 8), assim como os valores encontrados no solo, que apresentaram apenas uma pequena elevação no teor de cobre (Tabela 7), foi constatada a toxicidade do chorume, que levou à elevada taxa de mortalidade dos anelídeos utilizados no teste, mesmo após diluições (Tabela 9).

A contaminação por metais pesados é especialmente relevante em virtude da não-degradabilidade destas substâncias, assim como potencial para bioacumulação (CORRÊA, 2006) e bio-amplificação (GHANNEM, 2016; GUO, 2017). Metais como cádmio, chumbo e níquel podem ser absorvidos pelas plantas e apresentar riscos para a saúde humana através da cadeia alimentar (WAN, 2017), enquanto outros como ferro e zinco, embora essenciais para os vegetais, podem gerar contaminação, caso em excesso (KOVÁČIK et al., 2016, CAO, 2017). Em ambientes urbanos, com alta concentração demográfica, a substituição de ambientes naturais por artificiais causa a limitação da capacidade de autorregulação dos ecossistemas urbanos, agravando ainda mais o problema de contaminação por metais pesados (MEN, 2017).

No presente trabalho, conforme Tabela 06, os teores de metais pesados no solo coletado estão, em quase sua totalidade, de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/09. O único metal pesado que apresentou valor um pouco superior ao valor de prevenção estabelecido pela Resolução CONAMA 420/09 foi o cobre detectado no solo. Embora seja um elemento essencial para a fauna e flora, altas concentrações de cobre podem gerar danos para o ecossistema (GILLER et al., 1998). Os efeitos da contaminação por cobre em plantas é mais proeminente em suas raízes, local de entrada de água e outros nutrientes, o que culmina por gerar efeitos deletérios para toda a planta, incluindo redução de biomassa e danos ao metabolismo da planta, em especial à fotossíntese (HARANGOZO, 2017).

A presença excessiva de cobre pode estar associada a atividades industriais, uso de produtos agrícolas que contenham o metal pesado em sua composição (HELLING, 2000), lançamento de efluentes de plantas de tratamento

de esgoto, entre outras atividades (GHANNEM, 2016). É importante reafirmar que a ausência de estudos técnicos e normas estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) do solo no Estado do Rio de Janeiro, além de violar a obrigação prevista na Resolução CONAMA 420/09, impossibilita avaliar se a concentração obtida é natural para a região ou representa resultado de ações antrópicas. Apesar disto, os valores de cobre identificados no solo superam os valores de prevenção, embora as concentrações estejam muito inferiores aos limites que demandam atuação para controle de poluição (CONAMA 420/09; Tabela 7).

No caso do chorume, as concentrações de metais pesados obtidas também estão de acordo com o parâmetro nacional (CONAMA 430/11), o que permitiria que fosse realizado o lançamento de tais substâncias no corpo hídrico receptor existente no local, conforme Tabela 8.

Especificamente para o caso do Estado do Rio de Janeiro, o órgão ambiental, utilizando sua competência complementar, editou norma com parâmetro técnico mais rigoroso que o previsto na legislação federal. A Norma Técnica 202.R-10 foi aprovada inicialmente em 1986 pela Deliberação 1.007 da Comissão Estadual de Controle Ambiental e permanece em vigor até o momento, muito embora tenha passado por 10 revisões. As concentrações obtidas também são compatíveis com a norma estadual (Tabela 8).

É importante novamente destacar que os resultados encontrados demonstram que o solo e o chorume coletado encontram-se de acordo com os parâmetros nacionais e estaduais de qualidade de solo e de lançamento de efluentes (CONAMA 420/09 e CONAMA 430/11). Neste sentido, os resultados obtidos permitiriam presumir que o local estaria pronto para sua refuncionalização. A rigor, as quatro áreas inicialmente avaliadas no presente trabalho (Lixão de Babi, no Município de Belford Roxo, Lixão de Miguel Pereira; Lixão do Triunfo, localizado em Vassouras e Lixão de Santa Cruz) foram submetidas à avaliação e acompanhamento do órgão ambiental estadual para fins de encerramento e, em alguns casos, recuperação do local. No entanto, em nenhum dos casos foi exigida avaliação da toxicidade do solo e chorume presentes

nos locais, sendo o monitoramento realizado apenas acerca de parâmetros físicos e químicos das águas subterrâneas e superficiais.

De certo, a ausência de ensaios de ecotoxicidade não implica em violação à legislação em vigor, conforme já mencionado anteriormente. Da mesma forma, é possível que as demais áreas de fato se encontrem reabilitadas para outros usos. No entanto, a realização de tais testes permite uma análise mais completa e segura das condições do local, permitindo aferir a existência de algum fator de estresse para o ecossistema local, que deva ser objeto de controle ou prevenção.

Isso porque, a concentração de determinados metais não representa a ausência de toxicidade da amostra analisada (OKORO, 2017). No presente trabalho, muito embora as análises tenham indicado resultados compatíveis com os parâmetros da legislação exigível, tais áreas ainda podem apresentar efeitos tóxicos em decorrência de outros fatores de estresse (DELORENZO, 2017). Os resultados indicaram uma redução da sobrevivência dos animais com o incremento de dose de chorume no solo, sugerindo de fato que o efluente testado foi tóxico aos organismos-teste (Figura 20). A avaliação da biomassa corporal dos animais mostra que os organismos sobreviventes nas dosagens de 70 e 50% perderam significativamente biomassa em relação ao controle, indicando que os mesmos estavam submetidos a uma situação de estresse (Tabela 9).

Tendo em vista que as concentrações de metais pesados estão em conformidade com as diretrizes estabelecidas pela legislação brasileira, a elevada toxicidade encontrada para esta amostra de chorume pode ser decorrente de: (i) alguma substância ou fator de estresse não contemplado pelas Resoluções CONAMA 420/09 e 430/11; (ii) a adoção da metodologia holandesa para edição de norma nacional implicou no estabelecimento de limites aquém daqueles necessários para proteção dos ecossistemas brasileiros.

Quaisquer das conclusões que se adote, em ambos os casos, constata-se que apenas as referidas resoluções não são suficientes para aferir a efetiva recuperação de uma área, demonstrando a necessidade de atualização das normas técnicas, utilizando-se as características nacionais nos ensaios, incluindo tipos de solo, animais e clima típicos de países tropicais. É importante ressaltar que este é

um dos principais papéis de estudos como o apresentado por ora: avaliar as disparidades entre os resultados técnicos e os parâmetros normativos, de forma a estimular a revisão de regulamentos que não tenham fundamento científico e que podem gerar riscos ao ecossistema (GILLER et al, 1998)

Um dos parâmetros ausente na norma acerca da qualidade de solos é o potencial Hidrogeniônico (pH). O pH é um fator determinante para solubilidade de metais (DA SILVA et al., 2017) e de acordo com BENGTTSSON et al (2016) com a diminuição do pH a absorção de metais no solo diminui, podendo afetar a biodisponibilidade de tais elementos e a toxicidade da amostra.

Igualmente, inexistente parâmetro técnico acerca da condutividade elétrica e salinidade do solo. A salinização do solo e corpos hídricos pode ter várias origens, como run-off da agricultura, mineração e deposição de material dragado (CAÑEDO-ARGÜELLES et al., 2013). A salinidade elevada no solo causa desidratação, perda de massa e redução da taxa de reprodução de anelídeos (ROCHA, 2007), como as minhocas, por exemplo, que exercem uma função essencial ligada a circulação de oxigênio e aeração do solo (ANTUNES, 2008). Um dos objetivos dos ensaios de condutividade elétrica é aferir a quantidade de sais eletricamente carregados dissolvidos no meio e, a partir daí, aferir a salinidade da água (ABREU JUNIOR, 2000). Os ensaios de condutividade elétrica estão em andamento, razão pela qual não foram apresentados neste trabalho.

Embora se reconheça a salinidade como um fator prejudicial ao ecossistema (CAÑEDO-ARGÜELLES et al., 2013), causando estresse fisiológico em organismos de águas doces, pouca atenção foi dada ao problema, inclusive na Alemanha (BERGER et al., 2017). No Brasil, a Resolução CONAMA 454/12 estabelece as regras para fins de disposição final de material dragado. Ao tratar da disposição final em solo, no entanto, estabelece que devem ser observados os parâmetros de qualidade da Resolução CONAMA 420/09. Ou seja, no caso de disposição em solo de material dragado do mar, não há critério para salinidade.

Estudos futuros ainda precisam ser elaborados para determinação do fator de estresse nas amostras coletadas, de forma a indicar os parâmetros que

demandam controle. Além disso, estão sendo realizados estudos com concentrações menores de chorume no solo, de forma a aferir a NOEL e comparar com os resultados indicados pelo software Priprobit (SAKUMA, 1998). Uma vez estabelecido em laboratório o NOEL, é importante a realização dos ensaios adicionais de ecotoxicologia, em especial ensaio de fuga para aferir a capacidade de habitat do solo quando exposta ao chorume (WEICHERT, 2017; SIH, 2011).

Um dos fatores relevantes para ecotoxicidade de metais no solo é a sua biodisponibilidade, que depende diretamente das propriedades físicas, químicas e mineralógicas do meio (CESAR, 2013). Neste sentido, uma interessante linha de estudos futuros seria um mapeamento de ecotoxicidade de chorume, através de ensaios de ecotoxicologia de diferentes tipos de solos encontrados no Estado do Rio de Janeiro.

No caso do aterro de Santa Cruz, é importante que o chorume coletado no local não seja disposto diretamente sobre o solo, assim como deve ser evitado o uso do local para pastagem, por exemplo, devido ao potencial risco aos animais e à saúde humana. Vale ressaltar que, em reunião com representantes da COMLURB, foi informado que, no momento, não há previsão de uso futuro para área, entretanto, considerando que o imóvel encontra-se encerrado há mais de 20 anos e que recentemente recebeu o Termo de Encerramento emitido pelo Inea, a Companhia informou que pretende avaliar os usos futuros da área.

Desde já, é possível constatar a necessidade de adoção de outros estudos previamente à adoção de novos usos na área ou eventual autorização de lançamento de efluentes no corpo hídrico receptor, com vistas a evitar danos ao meio ambiente e saúde humana. De toda sorte, o uso pretendido deve ser compatível com o atualmente praticado na região, ou seja, predominantemente agricultura e ocupação urbana, conforme Figura 17. Vale lembrar que a região possui interfaces com áreas adensadas e industriais, em especial em virtude da proximidade com o Porto de Itaguaí e indústrias de siderurgia. Em virtude disto, sob o ponto de vista da iniciativa privada, seria possível cogitar a utilização do local para finalidade industrial, desde que asseguradas as medidas de eliminação da via de exposição de contaminantes, como impermeabilização do solo e proibição de captação de águas subterrâneas.

Por outro lado, e sob o viés público, seria possível a transformação da área em um espaço de utilização pública para a população residente no local. A título de exemplo, existe projeto neste sentido para o Lixão da Marambaia em Nova Iguaçu, cuja proposta inclui a criação de trilhas, pista multiuso, circuito radical, áreas de lazer, passeio e prática de esportes, a serem instaladas concomitantemente com a recuperação da área. Especificamente para o lixão de Santa Cruz, um edital de convocação para manifestação de interesse poderia ser apresentado pela Prefeitura, de forma a viabilizar a celebração de uma parceria público-privada para intervenção na área e potencial geração de receita, incluindo quadras e campos esportivos.

Vale repetir que, em todos os casos, é imprescindível que a escolha de uma refuncionalização para o local atenda aos anseios da população próxima. É também imperativo que a utilização não importe em risco aos usuários, razão pela qual devem ser evitadas ações com contato primário com o solo, resíduos ou chorume, assim como atividades que possam transmitir a contaminação, como plantações, pastagens e criação de animais. Por fim, cabe ressaltar que também não deverão ser construídas habitações no local, tendo em vista a vedação presente no artigo 48, IV da lei da PNRS.

Referências bibliográficas

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnica. NBR 8419: **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. 1996.

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos - 2015**. 2016.

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos - 2016**. 2017.

ABREU JUNIOR, C. H. et al. **Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 24, n. 3, 2000.

ALLIANCE, Freshkills Park Alliance. **The park plan**. Disponível em <http://freshkillspark.org/the-park/the-park-plan>. Acessado em 01.08.2017.

ANTUNES, Paulo de Bessa. **Direito Ambiental**. 17ª Ed. São Paulo: Atlas. 2015.

ANTUNES, Renata Pinassi et al. **Avaliação de características ecotoxicológicas e químicas de fertilizantes orgânicos para aplicação agrícola**. Holos Environment, v. 8, n. 2, 2008.

ARAÚJO-MOURA, Antônia Angélica Correia de; Roberto Augusto Caffaro Filho. **Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a Resolução CONAMA 420/09**. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. 2015.

ARCHITIZER, disponível em <http://architizer.com/projects/landscape-restoration-of-the-vall-den-joan-landfill-site/>. Acessado em 19.10.2016.

ASSIS, Washington Luíz Lincoln de. **Função Social da Propriedade Urbana e Exclusão Social**. Temas de direito urbanístico, 2. Coordenação geral: José Carlos de Freitas. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado: Ministério Público do Estado de São Paulo, 2000.

ASTM (American Society for Testing and Materials), **Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Tests with the Lumbricid Earthworm Eisenia fetida and the Enchytraeid Potworm Enchytraeus albidus**, 2004

BARROS, Andréa de Moraes. **O Conceito de Inclusão Socioproductiva Cunhado a partir da Lei 12.305 de 2010 Aplicado ao Caso da Desativação do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho**. 2014.

BASTOS, Valéria Pereira. **Catador: Profissão Um estudo do processo de construção identitária, do catador de lixo ao profissional catador. Jardim Gramacho, de 1996 aos dias atuais**. 2008.

BASTOS, Valéria Pereira. **O fim do lixão de Gramacho: além do risco ambiental.** O Social em Questão, nº 33. Rio de Janeiro: 2015

BENGTSSON, H. et al. Cadmium, copper and zinc leaching and surface run-off losses at the Öjebyn farm in Northern Sweden—temporal and spatial variation. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 113, n. 1, p. 120-138, 2006.

BERNARD, Clement; COLIN, Janssen R.; ANNE, Le Dû-Delepierre. **Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates: 2. Comparison of physico-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests.** Chemosphere, v. 35, n. 11, p. 2783-2796, 1997.

BERGER, Elisabeth et al. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. **Science of The Total Environment**, v. 587, p. 1-10, 2017.

BESEN, Gina Rizpah; FRACALANZA, Ana Paula. Challenges for the Sustainable Management of Municipal Solid Waste in Brazil. **disP-The Planning Review**, v. 52, n. 2, p. 45-52, 2016.

BIN, Eduardo Fortunato. **Licenciamento ambiental.** 3ª Ed. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2016.

BLIGHT, Geoffrey. **Slope failures in municipal solid waste dumps and landfills – a review.** Waste Manage. Res. 26 (5), 448–463. 2008.

BOTELHO, Aline Aparecida Alves. Monteiro, Antonio Carlos. **Toxicidade de agrotóxicos usados no cultivo da cana-de-açúcar para fungos entomopatogênicos no solo.** Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente. Curitiba, v. 21, p. 73-84, jan./dez. 2011.

BRAGAGNOLO, Chiara et al. Streamlining or sidestepping? Political pressure to revise environmental licensing and EIA in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 65, p. 86-90, 2017.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil.** Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=385651>. Acesso em: 26.12.16.

CAÑEDO-ARGÜELLES, Miguel et al. Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. **Environmental pollution**, v. 173, p. 157-167, 2013.

CAO, Suzhen et al. Health benefit from decreasing exposure to heavy metals and metalloids after strict pollution control measures near a typical river basin area in China. **Chemosphere**, v. 184, p. 866-878, 2017.

CARDOSO, Elke Jurandy Bran Nogueira; Alvez, Paulo Roger Lopes (2012). **Soil Ecotoxicology, Ecotoxicology, Dr. Ghousia Begum** (Ed.), InTech, DOI: 10.5772/28447. Available from: <https://www.intechopen.com/books/ecotoxicology/soil-ecotoxicology>

CASARIN, Dorothy C. P. et al. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterráneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001.

CAVALCANTE, Sylvia; Franco, Amorim; Flávio, Márcio; **Profissão perigo: percepção de risco à saúde entre os catadores do Lixão do Jangurussu**. Revista Mal-estar E Subjetividade [en linea] 2007, VII (Marzo-Sin mes) : [Fecha de consulta: 26 de agosto de 2017] Disponible en:<<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=27170112>> ISSN 1518-6148. P. 214.

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

CEPERJ, Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro. Resultado Final do ICMS-Ecológico 2017/ano fiscal 2018 do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em <http://www.ceperj.rj.gov.br/ceep/ent/icms.html> consultado em 03.10.17.

CESAR, R. G. **Metais pesados em solos e sedimentos fluviais em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto (Minas Gerais): uma abordagem biogeoquímica e ecotoxicológica**. Dissertação de mestrado (Geologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.

CESAR, Ricardo et al. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological effects on earthworms. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 3, p. 1487-1497, 2014.

CESAR, Ricardo et al. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, n. 8, p. 2281-2292, 2012.

CESAR, Ricardo et al. Ecotoxicidade e biodisponibilidade de metais em solos impactados por rejeitos industriais em Queimados, RJ, Brasil. **Geociências (São Paulo)**, v. 32, n. 4, p. 600-610, 2013.

CESAR, R. G. 2013. **Disposição continental de sedimentos de dragagem em regiões tropicais: avaliação de risco ambiental com base em indicadores pedogeoquímicos e ecotoxicológicos**. Tese de doutorado (Geoquímica). Universidade Federal Fluminense.

CONAMA 237/97. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução 237/97**. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente

CONAMA 420/09. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução 420/09**. 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.

CONAMA 430/11. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução 430/11**. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

CONAMA 454/12. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução 454/12**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

CONGRESSO NACIONAL. **Lei Federal 10.257, de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências.

CONGRESSO NACIONAL. **Lei Federal 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

CONGRESSO NACIONAL. **Lei Federal 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências.

CONGRESSO NACIONAL. **Lei Federal 6.938, 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.

CORRÊA, Tatiana Lopez. **Bioacumulação de metais pesados em plantas nativas a partir de suas disponibilidades em rochas e sedimentos: o efeito na cadeia trófica**. 2006.

COUTINHO, Lisiane Barreto; Silva; Hingrid Ximenes; Silva, Kassila Tavares da; Barreto, Kissila Gomes; Oliveira, Manildo Marcião de. **Aplicação de testes ecotoxicológicos com microcrustáceos no laboratório de monitoramento das águas do Rio Paraíba do Sul. III Encontro nacional dos núcleos de pesquisa aplicada em pesca e aquicultura**. 2011.

CUNHA, Antônio Geraldo da. **Dicionário Etimológico Nova Fronteira da Língua Portuguesa**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1986.

CUNHA, Carlos Eduardo S. C. P. **Quantidade de resíduos sólidos por unidade de destino**. 2016. Comunicação pessoal.

CUNHA, Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro da. Ritter, Elisabeth. Ferreira, João Alberto. Soares, Ricardo. Oliveira, Marlus. **O uso de indicadores de qualidade operacional como estratégia de gestão de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro nos anos de 2013, 2014 e 2015**. Congresso ABES FENASAN 2017.

DA SILVA, Evandro B. et al. Metal leachability from coal combustion residuals under different pHs and liquid/solid ratios. **Journal of Hazardous Materials**, v. 341, p. 66-74, 2018.

DE AZEVEDO, Pollyana Bezerra et al. **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.

DEL CARMEN CUEVAS-DÍAZ, María et al. Sensitivity of the Endogeic Tropical Earthworm *Pontoscolex corethrurus* to the Presence of Heavy Crude Oil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 99, n. 2, p. 154-160, 2017.

DELORENZO, M.E., Evans, B.N., Chung, K.W., Key, P.B., Fulton, M.H. Effects of salinity on oil dispersant toxicity in the eastern mud snail, *Ilyanassa obsoleta* (2017) **Environmental Science and Pollution Research**, 24 (26), pp. 21476-21483.

DEURBANISTEN. Disponível em: <<http://www.urbanisten.nl/wp/?portfolio=waterplein-benthemplein>>. Consultado em 19.03.16.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. 1997. Rio de Janeiro: Centro nacional de pesquisa de solos. 2ª ed. 212p.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. CONEMA, Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução 02**, de 07 de outubro de 2007. Aprova a DZ-077-Diretriz para encerramento de atividades potencialmente poluidoras ou degradadoras do meio ambiente.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Decreto Estadual 44.820, de 02 de junho de 2014**. Dispõe sobre o Sistema Estadual de Licenciamento Ambiental – SLAM e dá outras providências.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Lei Estadual 3.467, de 14 de setembro de 2000**. Dispõe sobre as sanções administrativas derivadas de condutas lesivas ao meio ambiente no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Lei Estadual 4.191, de 30 de setembro de 2003**. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **O estado do ambiente: indicadores ambientais do Rio de Janeiro** / Organizadoras: Julia Bastos e Patricia Napoleão – Rio de Janeiro: SEA; INEA, 2011.

FALCÃO, D. **50 mil crianças vivem em lixões no Brasil**. In Folha de São Paulo, São Paulo, 17 jun.. 1999, p. 3-6

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte, 2010.

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

FERNANDES, J., Qualharini, E.L., Nascimento, D.R., Fernandes, A.S.C. **A proposal for the Integration between Environmental Licensing and Project Management in the city of Rio de Janeiro in Brazil** [Una propuesta de integración entre licenciamiento ambiental y gestión de proyectos en la Ciudad de Río de Janeiro-Brasil] (2017) *Informacion Tecnologica*, 28 (3), pp. 3-16.

FILSER, Juliane et al. **Ecological theory meets soil ecotoxicology: challenge and chance.** *Basic and applied ecology*, v. 9, n. 4, p. 346-355, 2008.

FONSECA, Filipe Augusto Pessoa de Belmont; Lima, Rubem Alves; Toscano, Germana Leite Gonzalez. **Ocupação em áreas de risco: o caso do antigo lixão de Cabedelo – PB.** *Revista Ambiental* V.1, n. 3, p. 66-75, 2015

FREIRE, William; Martins, Daniela Lara. **Dicionário de Direito Ambiental e vocabulário técnico de termos ambientais.** Belo Horizonte, 2003.

FRICKE, Klaus. Trabalho apresentado durante o Curso de Verão, EXCEED/SWINDSON em julho de 2017, realizado na Universidade Técnica de Braunschweig na Alemanha.

GANDELINI, Luciana. **Localização de aterros sanitários e lixões no estado de São Paulo, considerando padrões ambientais distintos: uma aplicação de modelos matemáticos de otimização.** São Paulo: 2002.

GHANNEM, Samir et al. Assessment of heavy metal contamination in soil and *Chlaenius* (*Chlaeniellus*) *olivieri* (Coleoptera, Carabidae) in the vicinity of a textile factory near Ras Jbel (Bizerte, Tunisia). **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 5, p. 442, 2016.

GILLER, Ken E.; WITTER, Ernst; MCGRATH, Steve P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 10, p. 1389-1414, 1998.

GOMES, Luiz Cláudio Moreira. **Lixo & cidadania: catadores de materiais recicláveis do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho.** CONPEDI (s/d). Disponível em:< [http://www. publicadireito. com. br/conpedi/manaus/arquivos/anais/recife/trabalho_justica_lui z_claudio_gomes. pdf](http://www.publicadireito.com.br/conpedi/manaus/arquivos/anais/recife/trabalho_justica_lui_z_claudio_gomes.pdf)>. Acesso em, v. 10, 2014.

GUO, J., Kang, Y., Feng, Y. Bioassessment of heavy metal toxicity and enhancement of heavy metal removal by sulfate-reducing bacteria in the presence of zero valent iron (2017) **Journal of Environmental Management**, 203, pp. 278-285.

HABERMANN, Mateus. GOUVEIA, Nelson. **Requalificação urbana em áreas contaminadas na cidade de São Paulo.** *Estudos avançados* 28(82), 2014.

HARANGOZO, L., Lazor, P., Kopernická, M., Trebichalský, P., Musilová, J., árvey, J., Bajcan, D. Copper content in cereals grown in the model condition. 2017. **Potravinarstvo Slovak Journal of Food Sciences**, 11 (1), pp. 20-25.

HAZTEC, Foto disponível em: <http://haztec.com.br/solucoes-ambientais-completas/index.php/solucoes/centrais-de-tratamento-de-residuos#ctrn>. Acessado em 19.03.16.

HELLING, B., Reinecke, S. A., Reinecke, A. J. 2000. **Effects of the fungicide copper oxychloride on the growth and reproduction of Eisenia fetida (Oligochaeta)**. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 46, no. 1, p. 108-116.

HIRSCHHORN, Joel S. **Brownfields Projects to Improve Public Health**. National Governors Association. Apresentado na Brownfields 2002 Conference e disponível no site: <http://www.nga.org/files/live/sites/NGA/files/pdf/1102BROWNFIELDS.pdf>, consultado em 03.05.2016.

IBGE, Diretoria de Pesquisas. Departamento de População e Indicadores Sociais. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2000.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Atlas de Saneamento: 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**.

INEA, Instituto Estadual do Ambiente. **Consulta ao sistema eletrônico de tramitação de processos**. Acesso em 31.08.17.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, disponível em http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_2_Ch2_Waste_Data.pdf. Consulta em 19.09.15.

IPP, INSTITUTO PEREIRA PASSOS, site: www.armazemdedados.rio.rj.gov.br. Disponível em: <http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=926885>

ISO (International Organization for Standardization). 1998. Soil quality — **Effects of pollutants on earthworms (Eisenia fetida)** — Part 2: Determination of effects on reproduction, ISO 1268–2, Geneve, Switzerland

ISO (International Organization for Standardization). 2008. Draft, **Avoidance Test for Testing the Quality of Soils and the Toxicity of Chemicals** – Part 1: Test with Earthworms (*Eisenia foetida*), Geneva, ISO

KENDALL, Ronald & Anderson, Todd & J. Baker, Robert & Bens, Catherine & Carr, James & A. Chiodo, Louis & Cobb, George & Dickerson, Richard & Dixon, Ken & T. Frame, Lynn & Hooper, Michael & F. Martin, Clyde & T. McMurry, Scott & Patino,

Reynaldo & E. Smith, Ernest & Theodorakis, Christopher. (2001). **Ecotoxicology**. 1013-1045.

KLENOSKY, D.B., Snyder, S.A., Vogt, C.A., Campbell, L.K. If we transform the landfill, will they come? Predicting visitation to Freshkills Park in New York City (2017) **Landscape and Urban Planning**, 167, pp. 315-324.

KNIE, Joachim L. W; Lopes, Ester W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004.

KOELSCH, F. et al. Stability of landfills-The Bandung dumpsite disaster. In: Proceedings Sardinia. 2005.

KOVÁČIK Jozef, Matej Dudáš, Josef Hedbavny, Pavol Mártonfi, Dandelion does not reflect soil metal content in urban localities, **Environmental Pollution**, Volume 218, 2016, Pages 160-167.

KRUMBIEGEL, M. **Poluição por resíduos sólidos na Baía de Guanabara: um estudo sobre o Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho**. 2009. 167 f. Dissertação (Mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais) - Escola Nacional De Ciências Estatísticas (ENCE), Rio de Janeiro, 2009.

KUPERMAN, Roman G. et al. **State of the science and the way forward for the ecotoxicological assessment of contaminated land**. Pesquisa agropecuária brasileira, v. 44, n. 8, p. 811-824, 2009.

LANZA, Vera Cristina Vaz. Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. **Vera Cristiana Vaz Lanza.–Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro**, 2009.

LEITE, Tânia Maria de Campos. **Entraves Espaciais: brownfields caracterizados por aterros de resíduos sólidos urbanos desativados no Município de São Paulo**. Rio Claro, 2005.

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. 2ª Ed. Oficina de textos. 2010.

LOOMIS, Ted A. **Fundamentos de Toxicologia**. Zaragoza – ES: Editorial Acribia, 1982.

MACHADO, Paulo Affonso Leme. **Direito ambiental brasileiro**. Imprensa: São Paulo, Malheiros, 2016.1407 p.

MAGALHAES, Danielly de Paiva. Filho, Aloysio da Silva Ferrão. **A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos**. Oecologia Brasiliensis, 12 3 355 381 1981-9366. 2008

MAGALHÃES, Jeanete Solange Braga. **Avaliação da gestão de sítios contaminados por resíduos perigosos nos EUA, Canadá, Países Europeus e Brasil, e exemplo de um manual simplificado de avaliação de saúde ambiental destes sítios para o Brasil**. 2000. Tese de Doutorado.

MARINHO, Maria Luiza et al. **Análise ecotoxicológica e mutagênica da região têxtil de toritama utilizando *Daphnia magna* e *Biomphalaria glabrata***. Blucher Biophysics Proceedings, v. 1, n. 1, p. 36-38, 2017.

MARINO, Tiago et al. Geotechnologies for surveys and catastrophic events of Rio de Janeiro Geological Survey: a case study. In: **Landslide Science for a Safer Geoenvironment**. Springer, Cham, 2014. p. 589-594.

MARQUES, Érica Alves et al. **Determinação do valor de prevenção para cromo em solos do estado de Minas Gerais**. Holos, [S.l.], v. 4, p. 142-152, set. 2016. ISSN 1807-1600. Disponível em: <<http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/4011/1519>>. Acesso em: 03 set. 2017.

MATTIASO, D. **Nova Fase para Gestão de Solos Contaminados**. Revista Água e Ambiente Subterrâneo (ABAS), n.14, p.18-19, Fevereiro/Março 2010.

MEN, C., Liu, R., Xu, F., Wang, Q., Guo, L., Shen, Z. Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China (2018) **Science of the Total Environment**, 612, pp. 138-147.

MILARÉ, Édís. **Direito do Ambiente**. 9ª Ed. Ver, atual. E ampl. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2014.

MINEROPAR, Minerais do Paraná S.A. Geoquímica de solo. **Horizonte B: Relatório Final de Projeto**. Curitiba: Mineropar, 2005. 2v.

MOTA, José Carlos et al. **Características e impactos ambientais causados pelos Resíduos Sólidos: uma visão conceitual**. Águas Subterrâneas, v. 1, 2009.

MORAES, Mateus Lanna Borges de. **Arsenic ecotoxicity in soils and its relationship with the prevention value**. 2012. 63 f. Dissertação (Mestrado em Fertilidade do solo e nutrição de plantas; Gênese, Morfologia e Classificação, Mineralogia, Química,) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

NAGENDRAN, R., Selvam, A., Joseph, K., Chiemchaisri, C. **Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review**. 2006 Waste Management, 26 (12), pp. 1357-1369.

NAKAGOME, Fernando Kojima; Noldin, José Alberto; Resgalla Jr., Charrid. **Toxicidade aguda de alguns herbicidas e inseticidas utilizados em lavouras de arroz irrigado sobre o peixe *danio rerio***. Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente. Curitiba, v. 17, p. 117-122, jan./dez. 2007

NARUO, Mauro Kenji. **O Estudo do consórcio entre municípios de pequeno porte para disposição final de resíduos sólidos urbanos utilizando sistema de informações geográficas**. São Carlo, 2003.p 57.

NASCIMENTO, Clístenes Williams Araújo do; Biondi, Caroline Miranda. **Teores orientadores de qualidade do solo em estados do Nordeste**. Solos contaminados no

Brasil – O desafio de definir valores de referência. Número 01, volume 38. Campinas: SBCS; 2013

NUNES, Juliana Andrade. **Desenvolvimento de método para determinação de Ag, As, Cd, Co, Mn, Ni, Pb e Se em snague por espectrometria de massas com fonte de plasma acoplado indutivamente (ICP-MS) utilizando diluição das amostras em meio alcalino.** Universidade de São Paulo, Dissertação de Mestrado, 2009.

NWAOGU, C., Ogbuagu, H.D., Abrakasa, S., Olawoyin, M.A., Pavlû, V. **Assessment of the impacts of municipal solid waste dumps on soils and plants.** (2017) *Chemistry and Ecology*, 33 (7), pp. 589-606.

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.

OKORO, H.K., Ige, J.O., Iyiola, O.A., Ngila, J.C. **Fractionation profile, mobility patterns and correlations of heavy metals in estuary sediments from olonkoro river, in tede catchment of western region, Nigeria** (2017) *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 8, pp. 53-62.

OLIVEIRA, Marlus Newton P. B. V. de; Cunha, Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro da. **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.

PAULA, Pedro Henrique Magacho de. **Determinação de metais por ICP-MS e ICP OES em diferentes matrizes ambientais.** Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC). Relatório 2014. Departamento de química, PUC-Rio.

PERIN, Guido. **Ecotoxicologia integrada e quantitativa.** Joinville, SC: UNIVILLE, 2005.

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

POLEZA, Fernanda; Souza, Rafael Camargo; Stramosk, Cesar Augusto; Rorig, Leonardo Rubi; Resgalla Jr., Charrid. **Avaliação da toxicidade aguda para o organismo-teste *vibrio fischeri* dos principais herbicidas e inseticidas aplicados na lavoura de arroz irrigado dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.** *Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente.* Curitiba, v. 18, p. 107-114, jan./dez. 2008.

POMPÊO, et al (orgs). **Ecologia de reservatórios e interfaces.** São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 2015.

PUNA, Jaime Filipe Borges; BAPTISTA, B. dos S. **A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos-Perspectiva ambiental e económico-energética.** *Quim. Nova*, v. 31, n. 3, p. 645-654, 2008

REIS, Fernanda Oliveira; MARTINEZ, Ernesto Alvaro; SILVA JÚNIOR, Flávio Manoel Rodrigues da; LIMA, Ana Cláudia Rodrigues de. **Análise dos dispositivos legais nos estados brasileiros perante a Resolução 420/2009**. In: *Ambito Jurídico*, Rio Grande, XX, n. 158, mar 2017. Disponível em: http://ambitojuridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=18630&re_vista_caderno=5. Acesso em março de 2017.

RESENDE, Oswaldo Rodrigues. **Morro do Bumba 6 anos: revisitando a tragédia**. XVIII Encontro Nacional de Geógrafos, 2016.

RIBEIRO, Ricardo Laino; DO CARMO, Maria Scarlet. **O impacto do encerramento do aterro metropolitano de Jardim Gramacho para os comerciantes do setor informal de alimentos da região**. *Gestão e Sociedade*, v. 7, n. 17, p. 220-248, 2013.

RIGHETTO. **Manejo de Águas Pluviais Urbanas**. Antônio Marozzi Righetto (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 2009. Projeto PROSAB. 396p.

ROCHA, Fábio Roberto Farias da et al. **Influência da salinidade da água de rega na sobrevivência da minhoca**. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 20, n. 1, p.81-88, 2007.

RODRIGUES JR., J. J. **Proposta Metodológica para Gerenciamento de Áreas Contaminadas: uma Aplicação no Estado do Rio de Janeiro**. 2003. 100p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético). PPE/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro - RJ.

SAKUMA, Masayuki. Probit analysis of preference data. *Applied entomology and zoology*, v. 33, n. 3, p. 339-347, 1998.

SANCHES, Patrícia Mara. **De áreas degradadas a espaços vegetados: potencialidades de áreas vazias, abandonadas e subutilizadas como parte da infra-estrutura verde urbana**. São Paulo, 2011.

SANCHEZ, L. E. **Revitalização de áreas contaminadas**. In: Moeri, E. Coelho, R. Marker, A. (orgs), *Remediação e Revitalização de Áreas Contaminadas: aspectos técnicos, legais e financeiros*. São Paulo: Signus Editora, p. 79-90, 2004.

SANTOS, G. O; RIGOTTO, R. M. **Possíveis impactos sobre o ambiente e a saúde humana decorrentes dos lixões inativos de Fortaleza (CE)**. P 7. Disponível em <http://web-resol.org/textos/117-607-1-pb.pdf>

SCHNEIDER, J. B., Fernandes, I. J., Kieling, A. G., Caetano, M. O., & Brehm, F. A. **Caracterização de águas subterrâneas contaminadas por hidrocarbonetos como etapa inicial para sua remediação**. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre/RS, 2011.

SEA, Secretaria de Estado do Ambiente; <http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=926885>. Consultado em 20.09.15

SIH A, Ferrari MCO, Harris DJ. **Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change**. *Evol. Appl.* 4, 367–387. 2011

SILVA, Hamanda Soares V. P.; Loiola, Clarenice; Pereira, Silma regina Ferreira; Santo, Ricardo Luvizotto; Andrade, Gilda Vasconcellos; Nunes, Gilvanda Silva. **Toxicidade aguda e genotoxicidade do agrotóxico comercial folisuper 600br a girinos de *physalaemus cuvieri* (anura: *leiuperidae*)**. *Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente*. Curitiba, v. 23, p. 1-10, jan./dez. 2013

SILVA, Palloma Ribeiro da. **Avaliação de processos de caracterização e remediação de passivos ambientais de contaminação por hidrocarbonetos**. 2009. 100 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2009.

SIRVINKAS, Luíz Paulo. **Manual de Direito Ambiental**. 14ª ed. São Paulo: Saraiva, 2016.

SISINNO, Cristina Lúcia Silveira. **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**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2015**. Brasília: Ministério das Cidades. 2017.

SOTOCA, Adolf. **After the Project: updating Mass Housing Estates**. Barcelona, 2012.

SOUZA, Cláudio. **Perspectivas para Gestão de Resíduos Sólidos em Áreas Urbanas: o caso do Consórcio Público Intermunicipal Vale do Café no Estado do Rio de Janeiro**. Cláudio Maximiano Muniz de Souza; orientadora: Profa. Ana Cristina Malheiros G. Carvalho; co-orientadora: Profa. Maria José Lopes A. de Saroldi. – 2017. P. 179.

SOUZA, Jaqueline pèrola de; Medeiros, Louise de Souza; Winkaler, Elissandra Ulbricht; Machado-Neto, Joaquim Gonçalves. **Acute toxicity and environmental risk of diflubenzuron to *daphnia magna*, *poecilia reticulata* and *lemna minor* in the absence and presence of sediment**. *Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente*. Curitiba, v. 21, p. 1-12, jan./dez. 2011.

SOUZA, Rayane Vaz de. **Avaliação ecotoxicológica do solo do aterro sanitário de Goiânia**. Goiás: Universidade Federal de Goiás, 2017.

SPELLMEIER, Júlia G. **Desenvolvimento de métodos de preparo de amostras para posterior determinação de As, Cd e Pb em carne e produtos cárneos**. Dissertação de Mestrado. Santa Maria, 2011.

SPIRN, Anne Whiston. **Post-Landfill Parks**. Disponível em <http://web.mit.edu/leejs/www/11.308%20Comparative%20Analysis.pdf>. Consultado em 19.07.2016.

TRENNEPOHL, Curt. **Licenciamento ambiental**. 3ª Ed. Niterói: Impetus: 2010.

VASQUES, Amanda Ramalho, and Auro Aparecido MENDES. "**Refuncionalização de brownfields**." <http://www.rc.unesp.br/igce/geografia/pos/downloads/2006/refuncionalizacao.pdf>. Acesso em 15.09.17.

VIANA, Maurício Boratto. **Considerações acerca de “licença de desinstalação” e “zonas de sacrifício”**. Nota técnica emitida para Câmara dos Deputados. 2013.

WAN, X., Lei, M., Chen, T., Tan, Y., Yang, J. **Safe utilization of heavy-metal-contaminated farmland by mulberry tree cultivation and silk production**. (2017) *Science of the Total Environment*, 599-600, pp. 1867-1873.

WEICHERT, Fabian G. et al. Assessing the ecotoxicity of potentially neurotoxic substances—Evaluation of a behavioural parameter in the embryogenesis of *Danio rerio*. **Chemosphere**, v. 186, p. 43-50, 2017.

WILKE, B.-M. et al. **Ecotoxicological characterization of hazardous wastes**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 70, n. 2, p. 283-293, 2008.

ZHANG, Zhiming et al. Assessing the variable ecosystem services relationships in polders over time: a case study in the eastern Chaohu Lake Basin, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 10, p. 856, 2016.

ZHU, Zhenye et al. Optimal Operation Research of Flood Retarding in Plain River Network Region. **Water**, v. 9, n. 4, p. 280, 2017.

ZVEIBIL, V. Z. **O Programa Lixão Zero: estratégias, limitações e desafios**. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. In *Revista de Administração Municipal*, edição 284: 15-24, dez. 2015.