



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

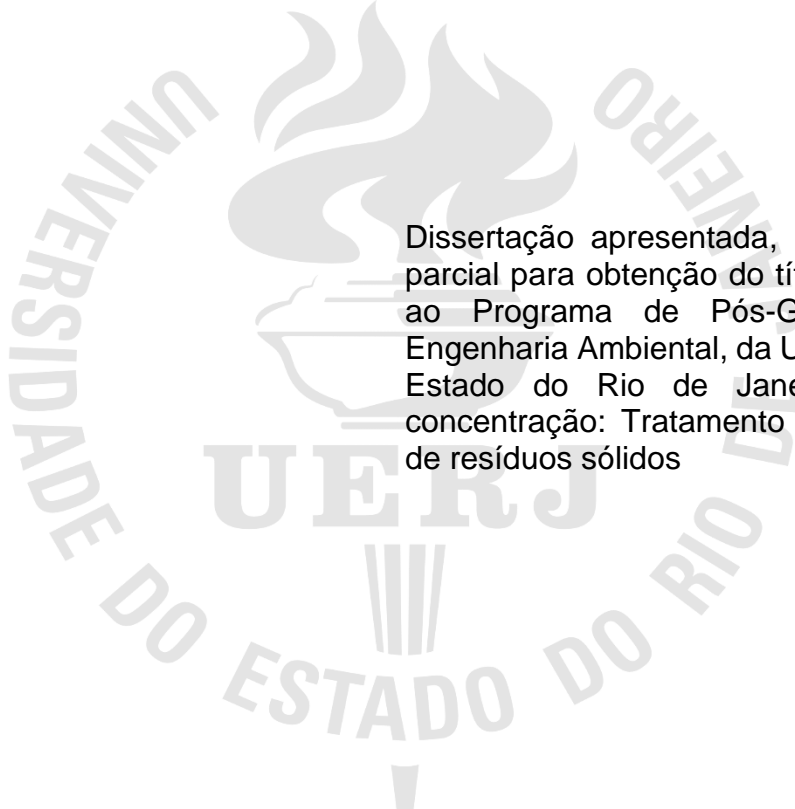
Andressa Oliveira Costa de Jesus

**Avaliação preliminar da poluição do solo e da água subterrânea da
área de um lixão desativado**

Rio de Janeiro
2020

Andressa Oliveira Costa de Jesus

**Avaliação preliminar da poluição do solo e da água subterrânea da área de um
lixão desativado**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Tratamento e destino final de resíduos sólidos

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Elisabeth Ritter

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Camille Mannarino

Rio de Janeiro

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

J58 Jesus, Andressa Oliveira Costa de.
Avaliação preliminar da poluição do solo e da água subterrânea da área de um lixão desativado / Andressa Oliveira Costa de Jesus. – 2020.
109f.

Orientadora: Elisabeth Ritter.
Coorientadora: Camille Ferreira Mannarino
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Solos - Poluição - Teses. 3. Águas subterrâneas - Poluição - Teses. 4. Aterro sanitário - Lixiviação - Teses. I. Ritter, Elisabeth. II. Mannarino, Camille Ferreira. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.4.046

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Andressa Oliveira Costa de Jesus

**Avaliação preliminar da poluição do solo e da água subterrânea da área de um
lixão desativado**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Tratamento e destino final de resíduos sólidos

Aprovado em: 04 de novembro de 2020.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Elisabeth Ritter (Orientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof.^a Dr.^a Camille Mannarino (Coorientador)
ENSP/FIOCRUZ

Prof.^a Dr.^a Giulliana Mondelli
Universidade Federal do ABC

Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia
Instituto de Biociências – UNIRIO

Prof. Dr. Wenceslau Geraldes Teixeira
EMBRAPA e UERJ

Rio de Janeiro

2020

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente à minha querida família e minha “dinâmica familiar peculiar”, meu time perfeito. Meus pais, minha “mãedrastra”, meu “paidrastrato” e meus “paidrinhos” que sempre acreditaram em mim mais do que eu mesma, me apoiaram, me incentivaram e me ensinaram tudo que eu sei sobre amor e respeito.

Ao meu grande companheiro de vida Thiago. Esse título certamente tem o seu nome também. Meu maior incentivador desde a inscrição e do processo de seleção aos dias intermináveis, seu apoio foi incansável e inabalável. Certamente sem você o caminho teria sido muito mais árduo. Toda a paz, carinho, força e apoio que você me dá diariamente foram fundamentais ao longo desse processo. Até a família que você me deu sempre foi fonte de inspiração e incentivo.

À minha orientadora Elisabeth Ritter pela orientação, carinho, compreensão e dedicação em me ensinar durante todas nossas conversas.

À minha coorientadora Camille Mannarino por todo acompanhamento, dicas e orientações. Sou muito grata às duas por me permitirem fazer parte desse projeto.

Ao Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) pela possibilidade de realização dos ensaios. E aos colegas, especialmente ao Allan Argolo e a Layla Aquino, pela parceria na realização das análises.

Ao Laboratório do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca – ENSP/Fiocruz pela parceria e pelos ensaios realizados.

À FUNASA pelo financiamento da pesquisa (TED 14/2018).

À Prefeitura do município onde o lixão está localizado por permitir o desenvolvimento do trabalho, pelo fornecimento de dados e apoio operacional.

Ao INEA, ao Serviço de Análise de Atividades de Saneamento (SESAN-INEA) e à Raquel Franco pelo auxílio durante o processo de escolha da área e pelos dados fornecidos para a presente pesquisa.

A Natureza pode suprir todas as necessidades
do homem menos a sua ganância.

Mahatma gandhi

RESUMO

JESUS, A.O.C. *Avaliação preliminar da contaminação do solo e da água subterrânea da área de um lixão desativado*. 2020. 109f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A deposição de resíduos sólidos no solo constitui um dos métodos mais antigos de disposição final de resíduos. Os lixões se caracterizam pelo contato direto dos resíduos com o solo local e, por isso, os componentes do lixiviado podem migrar através do solo, contaminando-o e, possivelmente, atingir as águas subterrâneas locais. O objetivo do estudo foi avaliar a contaminação do solo e das águas subterrâneas na área de influência de um lixão operado por aproximadamente 25 anos, através de análises físico-químicas de amostras de solo, subsolo, águas subterrâneas e de 3 lagoas de lixiviado. Para isto foram instalados poços de monitoramento, elaborado o mapa potenciométrico local, realizada a avaliação do subsolo local, análises físico-químicas na água subterrânea, no solo em profundidade, nas águas das lagoas de acúmulo de lixiviado e de pontos de afloramento identificados durante as visitas de campo. Foram selecionados três contaminantes que geralmente apresentam elevadas concentrações no lixiviado de resíduos: cloreto, nitrogênio amoniacal e carbono orgânico total. A análise do perfil do solo local evidencia solo majoritariamente argiloso ocorrendo também uma região de predominância arenosa, e grande variação da profundidade de afloramento rochoso. O solo em profundidade evidenciou concentrações de cloreto entre 17 - 1270 mg.L⁻¹, de nitrogênio amoniacal entre 0,2 - 1,9 mg.L⁻¹ e de carbono orgânico total entre 10 - 982 mg.L⁻¹. A água subterrânea local apresentou concentrações de cloreto entre 843 - 3252 mg.L⁻¹, concentração máxima de nitrogênio amoniacal de 2 mg.L⁻¹ e de 132 mg.L⁻¹ de carbono orgânico. A Lagoa de acúmulo de lixiviado localizada mais próxima dos resíduos apresentou as maiores concentrações de todos os contaminantes estudados. Os resultados evidenciam a migração dos componentes do lixiviado pelo solo local e sua influência na água subterrânea local. O fluxo de água subterrânea se dá dos maciços de resíduos na direção das lagoas de acúmulo de lixiviado e as linhas equipotenciais demonstram possível avanço da pluma de contaminação além dos limites da área do lixão.

Palavras-chave: Aterro Sanitário; Resíduos sólidos; Lixiviado; Transporte de contaminantes; Áreas Contaminadas.

ABSTRACT

JESUS, A.O.C. *Contamination assessment of a deactivated dumpsite through the soil and groundwater*. 2020. 109f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020

The deposition of solid waste on soil is one of the oldest methods of waste final disposal. Dumpsites presents direct contact between waste and soil, therefore the components of the leachate can migrate through it, contaminating it and possibly reaching the local groundwater. The objective of this study is to evaluate the contamination of soil and groundwater in the area of influence of an open dump operated for approximately 25 years, through physico-chemical analysis of soil, groundwater and 3 leachate lagoons. For this purpose, monitoring wells were installed, the local potentiometric map was prepared, the local subsoil assessment was carried out and physico-chemical analysis of groundwater, soil in depth, leachate accumulation lagoons and outcrops were performed. Three contaminants that generally presents high concentrations in waste leachate were selected: chloride, ammoniacal nitrogen and total organic carbon. The analysis of the local soil profile shows mostly clayey soil, also occurring a region of sandy predominance, and great variation in the depth of rocky outcrops. The soil in depth showed concentrations of chloride between 17 - 1270 mg.L⁻¹, ammonia nitrogen 0.2 - 1.9 mg.L⁻¹ and total organic carbon 10 - 982 mg.L⁻¹. The local groundwater had chloride concentrations between 843 - 3252 mg.L⁻¹, maximum concentration of ammoniacal nitrogen of 2 mg.L⁻¹ and 132 mg.L⁻¹ of organic carbon. The leachate accumulation lagoon located closest to the waste showed the highest concentrations of all the contaminants studied. The results show the migration of the leachate components through the local soil and its influence on the local groundwater. The underground water flow occurs from the solid masses towards the leachate accumulation ponds and the equipotential lines demonstrate a possible advance of the contamination plume beyond the limits of the landfill area.

Keywords: Landfill; Solid waste; Leachate; Contaminant transport; Contaminated Areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Situação dos lixões no Estado do Rio de Janeiro, por município.....	21
Figura 2 - Perfis de concentração de contaminantes no solo em profundidade.	35
Figura 3 - Perfil de concentração e modelagens de tipos de transporte do cloreto no solo em profundidade.....	37
Figura 4 - Perfil de concentração e modelagens de tipos de transporte do íon cloreto e da DQO no solo em profundidade.....	38
Figura 5 - Precipitação mensal medida nos anos de 2017 a 2020.....	46
Figura 6 - Localização das pilhas de acúmulo de resíduos e das lagoas.....	47
Figura 7 - Histórico de imagens do local de estudo (2008-2019).	48
Figura 8 - Localização dos pontos de sondagens realizados no estudo em 2009. ...	50
Figura 9 - Área do lixão estudado e as localizações das sondagens.	53
Figura 10 - Amostras de solo em profundidade.....	54
Figura 11 - Perfuração do poço (a) e instalação do PVC no poço de monitoramento (b).....	55
Figura 12 - Aplicação do pré-filtro (a) e o poço de monitoramento finalizado (b).	56
Figura 13 - Procedimento de retirada de água do poço de monitoramento com auxílio de uma bailer.....	57
Figura 14 - Coleta de águas superficiais.	58
Figura 15 - Localização dos pontos extras de coleta de água.	59
Figura 16 - Solução lixiviada das amostras de solo	60
Figura 17 - Imagens do lixão em operação em 2009 (a) e após o encerramento em 2019 (b).....	62
Figura 18 - Afloramento de resíduos no topo do maciço 2.....	63
Figura 19 - Pontos de afloramento de lixiviado na base dos taludes	64
Figura 20 - Ponto de afloramento de lixiviado na estação chuvosa, em março de 2019 (a) e na estação seca, em outubro de 2019 (b).....	65
Figura 21 - Lagoa 01	71
Figura 22 - Lagoa 02	72
Figura 23 - Lagoa 03	72
Figura 24 - Mapa potenciométrico.....	74

Figura 25 - Perfil do subsolo de acordo com os poços de monitoramentos instalados	76
Figura 26 - Condutividade medida na água subterrânea	78
Figura 27 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do S 01	81
Figura 28 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do PM 02 ...	83
Figura 29 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do PM 03 ...	84
Figura 30 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade no ponto de sondagem S 05	85
Figura 31 - Perfil de concentração do cloreto no solo em profundidade no PM 05 ...	86
Figura 32 - Concentrações de cloreto medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade	88
Figura 33 - Concentrações de cloreto medidas nos poços de monitoramento e valor máximo permitido	89
Figura 34 - Concentrações de Nitrogênio Amoniacal medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade	92
Figura 35 - Concentração de Carbono Orgânico total medidas nos poços de monitoramento	94
Figura 36 - Concentrações de Carbono Orgânico Total medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características mais prováveis dos lixiviados brasileiros.	22
Tabela 2 - Valores de referência de concentração de cloreto e nitrogênio amoniacal	45
Tabela 3 - Relação das amostras de solo em profundidade coletada.....	54
Tabela 4 - Métodos utilizados para determinação de parâmetros físico-químicos nas amostras de solo em profundidade	60
Tabela 5 - Métodos e equipamentos utilizados para determinação dos parâmetros físico-químicos nas amostras de água e efluentes.....	61
Tabela 6 - Níveis das águas subterrâneas nos poços de monitoramento	67
Tabela 7 - Resultados das análises físico-químicas nas águas subterrâneas	68
Tabela 8 - Concentrações de cloreto nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade (mg.L ⁻¹)	69
Tabela 9 - Concentrações de nitrogênio amoniacal nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade (mg.L ⁻¹).....	69
Tabela 10 - Concentrações (mg.L ⁻¹) de Carbono Orgânico Total nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade	70
Tabela 11 - Resultados das análises físico-químicas das lagoas de lixiviado coletadas em agosto de 2019	71
Tabela 12 - Resultados das análises físico-químicas das lagoas de lixiviado coletadas em fevereiro de 2020	71
Tabela 13 - Resultados das análises físico-químicas dos pontos extras de coleta ...	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
CTC	Capacidade de troca cationica
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
D_e	Difusão molecular
D_h	Dispersão hidrodinâmica
D_m	Dispersão mecânica
ISWA	Associação Internacional de Resíduos Sólidos
LES	Laboratório de Engenharia Sanitária
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
R_d	Fator de retardamento
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre saneamento
V_a	Velocidade de Darcy
V_{si}	Velocidade média de infiltração

LISTA DE SÍMBOLOS

α	Dispersividade
f	Fluxo
i	Gradiente hidráulico
k	Permeabilidade
n	Porosidade efetiva do solo
ρ	Densidade do material

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	14
1. OBJETIVOS	16
1.1. Objetivo Geral	16
1.2. Objetivos específicos	16
2. REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1. Disposição final de resíduos sólidos urbanos	17
2.1.1. <u>Lixões e encerramento adequado</u>	17
2.1.2. <u>Disposição final no Rio de Janeiro</u>	20
2.2. Lixiviado de resíduos sólidos e sua composição	21
2.2.1. Principais componentes de interesse em lixiviados de resíduos sólidos	23
2.3. Transporte de contaminantes através do solo de fundação nos locais de disposição de resíduos sólidos	25
2.3.1. <u>Solo</u>	25
2.3.2. <u>Transporte Advectivo</u>	26
2.3.3. <u>Difusão molecular</u>	27
2.3.4. <u>Dispersão Mecânica</u>	27
2.3.5. <u>Processos de interação</u>	28
2.4. Estudos de casos de transporte de contaminantes em locais de disposição de resíduos sólidos e de interação solo-contaminante	29
2.4.1. Estudo de casos de avaliação das águas subterrâneas em locais de disposição de resíduos sólidos	40
3. MATERIAIS E MÉTODOS	45
3.1. Caracterização do local de estudo – dados históricos	45
3.2. Instalação dos poços de monitoramento	52
3.3. Coleta das amostras de água subterrânea e superficial	56
3.4. Preparo e análise da contaminação das amostras em laboratório	59

3.5.Sentido de fluxo das águas subterrâneas	61
4. RESULTADOS	62
4.1. Observações em campo	62
4.2. Caracterização do solo	65
4.3. Águas subterrâneas	66
4.3.1. <u>Níveis do lençol freático</u>	66
4.3.2. <u>Análises físico-químicas</u>	67
4.4.Análise de contaminantes das soluções lixiviadas do solo em profundidade	68
4.4.1. <u>Cloreto</u>	68
4.4.2. <u>Nitrogênio Amoniacal</u>	69
4.4.3. <u>Carbono Orgânico Total</u>	70
4.5. Lagoas de acúmulo de lixiviado e água de chuva	70
4.6. Pontos extras de coleta	72
4.7. Mapa Potenciométrico	73
5. DISCUSSÃO	75
5.1. Avaliação do solo local	75
5.2. Análise dos parâmetros estudados	77
5.2.1. <u>Condutividade e Salinidade</u>	77
5.2.2. <u>Cloreto</u>	79
5.2.3. <u>Nitrogênio Amoniacal</u>	89
5.2.4. <u>Carbono Orgânico Total</u>	92
CONCLUSÃO	95
REFERÊNCIAS	97
ANEXO A – Perfis de solo dos poços de monitoramento instalados	104
ANEXO B – Seção dos perfis de solo considerando os pontos PM 02, SPT01, SPT 03 E SPT 04	105
ANEXO C – Seção dos perfis de solo considerando os pontos PM 03, SPT 07, PM 04, PM 05, SPT 06 e SPT 05	106
ANEXO D – Perfil das sondagens realizadas no estudo de 2009.....	107

INTRODUÇÃO

As atividades humanas sempre geraram resíduos e atualmente bilhões de toneladas de resíduos são produzidos no mundo por ano. É observado o crescimento de problemas de saúde associados ao descarte de resíduos urbanos em alguns países, e grandes investimentos em gestão de resíduos, instalações e educação são necessários para reduzir o impacto da disposição inadequada de resíduos (GIUSTI, 2009).

Em lixões, a disposição de resíduos ocorre diretamente no solo, sem a presença de camada de proteção e as substâncias presentes no lixiviado ficam em contato direto com o solo. Portanto, se não for coletado e tratado, o lixiviado pode migrar do ponto de geração e contaminar o solo, as águas subterrâneas e água da superfície.

A desativação inadequada dos lixões permite a contínua emissão de gases e lixiviado no ambiente, podendo causar poluição do ar, da água, problemas de instabilidade no terreno e degradação do solo (FEAM, 2010).

Lixões ainda são encontrados em países localizados na África, América Latina, Caribe e países do norte da Ásia. Essas regiões abrigam mais de dois terços da população mundial (D-WASTE, 2014).

Países desenvolvidos já proibiram lixões a céu aberto há aproximadamente 30 anos a fim de proteger o meio ambiente e a saúde pública (ISWA, 2016). Alguns estabeleceram leis de monitoramento de áreas utilizadas para disposição de resíduos sólidos pelo período de 20 – 30 anos após seu encerramento, até que a região seja considerada estável, ou seja, não represente uma ameaça a saúde da população e ao meio ambiente (BARLAZ et al., 2002; LANER et al., 2012).

No Brasil, os esforços para minimizar os impactos ambientais associados à geração, disposição e tratamento de resíduos sólidos são relativamente recentes (ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017), tendo a política nacional de resíduos sólidos (PNRS) de 2010 como o marco inicial para o encerramento dos lixões no país. Apesar dos esforços para o fim dos lixões no Brasil,

atualmente ainda há descarte indevido em diversas localidades. Além disso, o despejo de resíduos diretamente no solo foi a forma predominante de disposição de resíduos durante anos, fazendo com que exista uma quantidade inestimável de áreas que foram utilizadas com essa finalidade no passado. Portanto há um passivo histórico que persiste e que pode consistir em risco à saúde e ao meio ambiente nos dias atuais, visto que não há no país uma política de monitoramento.

A CONAMA 460/2013 define contaminação como a presença de substâncias químicas decorrentes de atividades antrópicas em concentrações que restrinjam a utilização do recurso natural de acordo com o risco à saúde humana. Entretanto, a legislação brasileira não dispõe critérios e valores orientadores para o gerenciamento de áreas contaminadas para diversas substâncias presentes em altas concentrações no lixiviado de resíduos sólidos como o cloreto e o nitrogênio amoniacal.

Desta forma, avaliar a área de um antigo lixão, sua formação, caracterização do solo e a presença de alguns componentes do lixiviado no solo e na água subterrânea local vem a ser uma contribuição não somente para a área estudada mas também para análise e compreensão de inúmeras regiões que apresentaram uso e características semelhantes.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo Geral

Avaliar a contaminação do solo e das águas subterrâneas na área de influência de um lixão desativado através de análises físico-químicas de amostras de solo, subsolo, águas subterrâneas e de 3 lagoas de lixiviado.

1.2. Objetivos específicos

- Descrever o perfil estratigráfico das amostras de solo da área de interesse
- Analisar as concentrações de cloreto, nitrogênio amoniacal e carbono orgânico total em diferentes profundidades do solo
- Analisar as concentrações de cloreto, nitrogênio amoniacal e carbono orgânico total nas amostras de água subterrânea e de águas das lagoas de lixiviado
- Avaliar o potencial de contaminação do lixiviado através da análise do fluxo potenciométrico

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Disposição final de resíduos sólidos urbanos

No Brasil, são utilizadas três formas de disposição final de resíduos sólidos urbanos: Lixão, Aterros Controlados e Aterros Sanitários. Os lixões se caracterizam pelo lançamento de resíduos sólidos no solo sem impermeabilização, a céu aberto e sem tratamento. Os aterros controlados possuem algum sistema que busca minimizar os danos gerados pela disposição inadequada de resíduos porém também oferecem riscos à saúde pública visto que não apresentam o conjunto de medidas necessárias para proteção do meio ambiente contra degradações (ABRELPE, 2018).

Aterro sanitário é a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992).

O aterro sanitário possui sistemas de impermeabilização de base e lateral, sistema de cobertura diária e final das plataformas de resíduos, coleta e tratamento de gases e lixiviados, drenagem superficial e monitoramento ambiental a fim de mitigar os impactos ambientais e os danos à saúde pública. (FEAM, 2010)

2.1.1. Lixões e encerramento adequado

De acordo com a ISWA, os lixões recebem cerca de 40% dos resíduos sólidos do mundo e servem cerca de 3 a 4 bilhões de pessoas (ISWA, 2016). De dezembro de 2015 a junho de 2016, em apenas sete meses, a associação registrou mais de 750 mortes relacionadas à má gestão de resíduos em lixões e vários incidentes com importantes impactos à saúde, evidenciando que os lixões são uma emergência global de saúde e meio ambiente (ISWA, 2016).

A primeira medida de uma gestão de resíduos sólidos é muitas vezes adotar o encerramento dos lixões. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) previa a erradicação e recuperação de lixões até 2014, e a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos sólidos no país, ou seja, em aterros sanitários (BRASIL, 2010). Grande parte dos municípios, no entanto, não conseguiu cumprir esse prazo, e de acordo com o diagnóstico de manejo de resíduos sólidos urbanos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, estima-se que em 2018 cerca de 6 milhões de toneladas de resíduos foram dispostos em lixões no país (SNIS, 2018).

O diagnóstico indica a presença de aproximadamente mil unidades de processamentos denominadas lixões no território brasileiro e 540 aterros controlados (SNIS, 2018). Ambas são disposições ambientalmente não adequadas para resíduos sólidos pois tecnicamente não possuem significativas diferenças entre si.

O diagnóstico contou com participação de 3.468 municípios, isto é, 62,3% do total do país. Em termos de população urbana este percentual representa 85,6% ou 151,1 milhões de habitantes. Portanto, é importante ressaltar que cerca de 38% dos municípios brasileiros que representam aproximadamente 15% da população não forneceram dados para a pesquisa. Ademais, o diagnóstico é realizado de acordo com as informações fornecidas por cada município. O abstencionismo e a autodeclaração são fatores que podem inferir que a quantidade de lixões no país é superior ao número registrado pelo diagnóstico.

O relatório estimou que a massa total de resíduos sólidos dispostas em aterros sanitários fora de aproximadamente 46,68 milhões de toneladas, o que corresponde a 75,6% do total aproximado (61,73 milhões de toneladas). E contabilizou cerca de 15 milhões de toneladas dispostas em unidades de disposição final consideradas inadequadas, valor que corresponde a 24,4% do total disposto em solo em 2018 (SNIS, 2018).

Os números evidenciam que a disposição adequada de resíduos sólidos ainda é um desafio para o país visto que aproximadamente 25% dos resíduos ainda são dispostos de forma inapropriada no solo.

Encerrar um lixão não é uma tarefa simples. Requer planejamento adequado, capacidade institucional e administrativa, recursos financeiros, apoio social e consenso político. Em países onde os lixões são o método dominante de disposição

final de resíduos, o cumprimento de todas as etapas para o encerramento adequado é difícil de ser efetuado (ISWA, 2016). O encerramento de lixões e aterros controlados compreende ações de cercamento da área; drenagem pluvial; cobertura com solo e cobertura vegetal; sistema de vigilância; realocação das pessoas e edificações que porventura se localizem dentro da área do lixão e aterro controlado (BRASIL, 2012). Para além disso, é preciso que exista um novo aterro sanitário.

A desativação de áreas ocupadas por lixões é realizada, diversas vezes, sem critérios técnicos, ocasionando apenas o encerramento da disposição de resíduos sólidos no local, fechamento e abandono da área. Nesse caso, a geração de gases, lixiviado e odores continuam havendo devido à atividade biológica no interior do maciço de resíduos, podendo causar poluição do ar e das águas, problemas de instabilidade no terreno e degradação do solo (FEAM, 2010).

A recuperação ambiental de uma área utilizada como destino final de resíduos ocorre a partir do encerramento de suas atividades operacionais com a interrupção da disposição de resíduos. Considera-se como recuperação de lixões e aterros controlados, além das consideradas no encerramento, as ações de coleta e queima pontual de gases, coleta e tratamento de lixiviado, recuperação da área degradada e compactação da massa de resíduos (Brasil, 2012).

Após o encerramento, o monitoramento do local deve continuar com o objetivo de analisar alterações nos padrões de qualidade ambiental das águas subterrâneas e superficiais e dos solos decorrentes da disposição de resíduos. As legislações de diversos países especificam um período de monitoramento de 30 anos após o fechamento de um local de disposição final de resíduos (BARLAZ et al., 2002; ISWA, 2016; LANER et al., 2012). Após esse período, o aterro é considerado estável e não deve representar uma ameaça ao meio ambiente.

Alguns estudos, como o de Madon, Drev e Likar (2019) pontuam que o período de 30 anos pós-encerramento pode não ser suficiente para garantir que os ambientes hidrogeológicos não sejam contaminados.

Áreas abandonadas e não encerradas de forma adequada podem representar riscos diretos à saúde da população, por meio da poluição das águas, do solo e da emissão de gases. Além disso, a instabilidade da pilha de resíduos pode representar riscos de deslizamento, que se agravam com a possibilidade de habitações nas

proximidades da área. Os riscos que as áreas de antigos lixões representam evidenciam a importância do mapeamento, cercamento e controle desses lugares mesmo após algumas décadas. Ao perder as características visíveis de vazadouro, com o passar do tempo, muitas vezes essas áreas voltam a sofrer ocupação, na ausência de isolamento ou fiscalização por parte dos órgãos responsáveis.

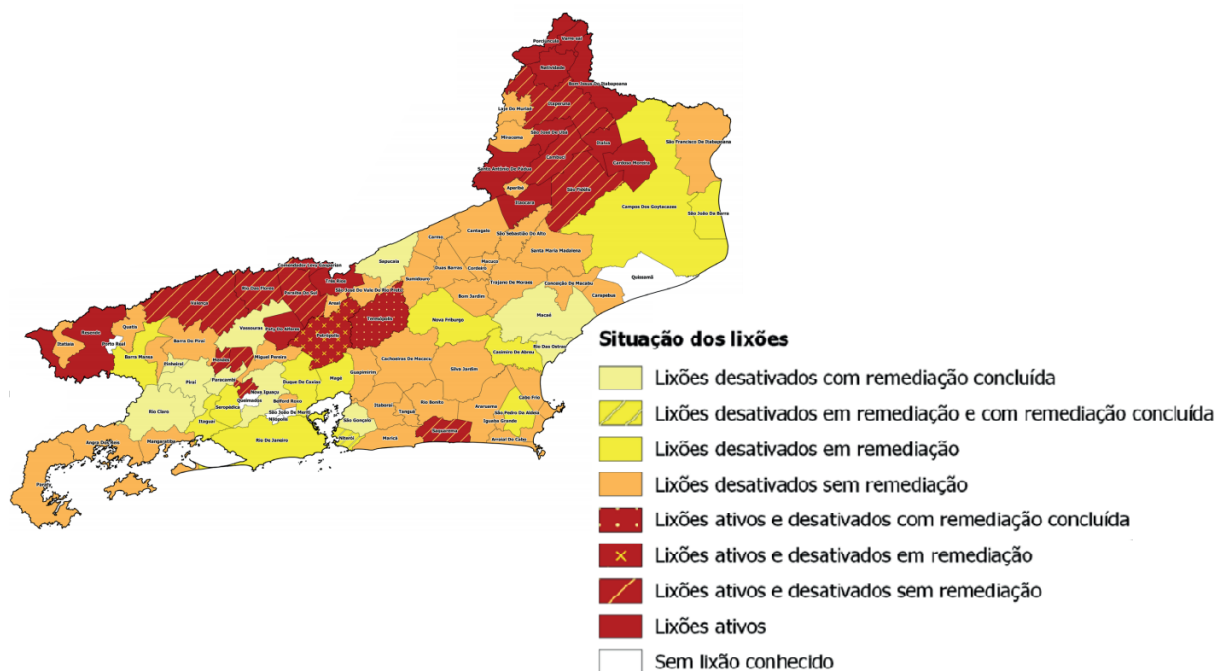
Um caso simbólico no Estado do Rio de Janeiro que representa os riscos que essas áreas podem representar a sociedade anos após sua desativação ocorreu na cidade de Niterói em 2010. O desmoronamento do morro do Bumba, que abrigara um lixão até a década de 80 e que, devido à falta de fiscalização, foi ocupado pela população. O acidente ocasionou a morte de dezenas de pessoas e deixou centenas de desabrigados, evidenciando a importância do controle dessas regiões após o encerramento de suas atividades (CARVALHO, 2014).

2.1.2. Disposição final no Rio de Janeiro

Os dados disponíveis do SNIS 2018, indicam que ainda existem, em operação no Estado do Rio de Janeiro, seis lixões e seis aterros controlados. É possível que esses valores estejam subestimados pois representam apenas unidades classificadas pelo informante como lixão ou aterros no ano de referência. Ressalta-se que 24 municípios do estado (cerca de 26%) não forneceram dados para o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento em 2018. No país, o percentual de abstencionismo é de aproximadamente 38%.

Diante do exposto anteriormente é evidente que não somente as áreas não adequadas em operação devem ser consideradas, mas também as desativadas. De acordo com o ministério público do Rio de Janeiro, apenas 10% do total de municípios do Rio de Janeiro já implementaram ações para remediação/recuperação dos seus lixões, enquanto 46% possui em seu território uma ou mais áreas abandonadas após a desativação do lixão e sem a implementação de medidas adequadas para recuperação ambiental (MPRJ, 2016). A figura 1 apresenta o diagnóstico da situação dos lixões no Estado do Rio de Janeiro, por município. É importante ressaltar que determinado município pode ter mais de um local de disposição inadequada de resíduos, em situações diferentes.

Figura 1 - Situação dos lixões no Estado do Rio de Janeiro, por município.



Fonte: MPRJ(2016)

2.2. Lixiviado de resíduos sólidos e sua composição

A compreensão da composição do lixiviado é fundamental para realização de projeções de seus impactos a longo prazo. O lixiviado é produzido pela decomposição dos resíduos e a infiltração de águas de origem externa, sobretudo a de chuva e, mesmo após um lixão deixar de receber resíduos e uma cobertura final com solo ser realizada, os resíduos continuam em processo de decomposição e, com isso, a produção de lixiviado também continua. A quantidade de lixiviado produzida ao longo dos anos pode inclusive aumentar de acordo com a deterioração e/ou qualidade da camada de cobertura. Kruempelbeck e Ehrig (1999) apontam que camadas de cobertura dos resíduos muito finas reduzem pouco a infiltração de água na célula coberta contribuindo para uma maior produção de lixiviado.

Lixiviado de aterro pode ser caracterizado como uma solução à base de água e quatro grupos de poluentes: Matéria Orgânica dissolvida (representada por demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e ácidos húmicos

e fulvicos); Macrocomponentes Inorgânicos como: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), amônio (NH_4^+), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e carbonato de hidrogênio (HCO_3^-); Metais: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn); e Compostos orgânicos xenobióticos, que incluem uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e clorados alifáticos, entre outros (CHRISTENSEN et al., 1994).

A composição do lixiviado pode variar de acordo com as características dos resíduos, a idade do aterro, técnica de aterro utilizada e condições ambientais locais. Fatores climáticos, como umidade e temperatura, podem influenciar a duração de cada fase de decomposição e, portanto, elas podem variar de acordo com o local onde está localizado o aterro. A tabela 1 apresenta a composição característica mais provável do lixiviado brasileiro de acordo com Souto e Povinelli (2007).

Tabela 1 – Características mais prováveis dos lixiviados brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78%
Condutividade ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	2950 – 25000	2950 – 17660	77%
DBO ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	<20 – 30000	<20 – 8600	75%
DQO ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	190 – 80000	190 – 22300	83%
NTK ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	80 – 3100	Não há	-
N-amoniacal ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	0,4 – 3000	0,4 – 1800	72%
N-orgânico ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	5 – 1200	400 – 1200	80%
N-nitrito ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	0 – 50	0 – 15	69%
N-nitrato ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	0 – 11	0 – 3,5	69%
P-total ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	0,1 – 40	0,1-15	63%
Cloreto ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	500 – 5200	500 – 3000	72%
Sólidos totais ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	3200 – 21900	3200 – 14400	79%

Fonte: Produzido pelo autor adaptado de Souto e Povinelli (2007). (FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis)

Kjeldsen et al. (2002) pontuam que a análise de dados existentes evidencia que a composição do lixiviado depende diretamente do estágio de degradação em que os resíduos se encontram e que este, geralmente, pode ser dividido em três fases. Na

primeira fase, aeróbia, o oxigênio presente nos espaços vazios dos resíduos recentemente enterrados é rapidamente consumido, resultando na produção de CO_2 e um possível aumento de temperatura. Essa fase tem curta duração pois o oxigênio não penetra no maciço após a cobertura dos resíduos. Após o esgotamento do oxigênio, o ambiente se torna anóxico e propício a reações de fermentação. Esse processo resulta no acúmulo de ácidos carboxílicos e conseqüentemente queda do pH. Os maiores valores de DQO e DBO são observados durante essa fase ácida. A diminuição do pH torna o lixiviado quimicamente agressivo e aumenta a solubilidade de muitos compostos, como os metais por exemplo. Na terceira fase, metanogênica, os ácidos acumulados na fase ácida são convertidos em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Os valores de DBO e DQO diminuem com o consumo dos ácidos carboxílicos e o pH se eleva. Durante essa fase a produção de metano alcança seu máximo e então diminui conforme a queda da concentração de substratos solúveis (ácido carboxílico) (KJELDSEN et al., 2002).

2.2.1. Principais componentes de interesse em lixiviados de resíduos sólidos

Em geral, os lixiviados possuem altas concentrações de matéria orgânica e compostos inorgânicos. Kjeldsen et al. (2002) pontua que nitrogênio amoniacal, cloreto, potássio e sódio não têm suas concentrações significativamente afetadas pela estabilização do aterro. Segundo o estudo, que considera dados de aterros de diversos países, as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentam uma média de 740 mg.L^{-1} , as de cloreto 2120 mg.L^{-1} , potássio 1085 mg.L^{-1} e de sódio 1340 mg.L^{-1} durante todas as fases de decomposição. Os autores também observam em sua pesquisa que as concentrações de cálcio e magnésio variam de acordo com a fase de decomposição em que o aterro se encontra. Na fase ácida a concentração média desses componentes é de 1200 mg.L^{-1} e 470 mg.L^{-1} respectivamente, enquanto na fase metanogênica é 60 mg.L^{-1} e 180 mg.L^{-1} .

As elevadas concentrações de amônio observadas nos lixiviados de resíduos sólidos são decorrentes da decomposição de proteínas e aminoácidos (KJELDSEN et al., 2002). O autor relata concentrações de 500 a 2000 mg.L^{-1} enquanto Povinelli e Souto (2007) observam para o lixiviado brasileiro valores mais prováveis entre $0,4$ e

1800 mg.L⁻¹. Kruempelbeck e Ehrig (1999) constataam a persistência do nitrogênio amoniacal, ao analisar dados de lixiviados de 50 aterros sanitários alemães e observar que, após 30 anos, a curva de concentração do contaminante não apresenta quedas significativas em sua concentração. Os autores pontuam que a permanência do composto evidencia a importância de um longo período de monitoramento das áreas de aterro após o encerramento dos mesmos. Constatam ainda que, mesmo no período após 21-30 anos de encerramento da deposição, as concentrações do contaminante podem apresentar valores de 1570 mg.L⁻¹.

Christensen et al. (2001) reforçam que o nitrogênio amoniacal é um contaminante persistente a longos períodos porque as concentrações de NH₄⁺ no lixiviado permanecem altas, e porque sua aparente atenuação, provavelmente envolvendo oxidação anaeróbia, ainda não é bem compreendida. Formas oxidadas aparecem geralmente em concentrações baixas devido ao ambiente anaeróbico do aterro. Desta forma, o nitrogênio amoniacal geralmente representa a maior parte do nitrogênio total.

O cloreto é um componente não reativo cujo único mecanismo de atenuação é a diluição (CHRISTENSEN et al., 2001). Desta forma, concentrações de cloretos são comumente utilizadas como referências na delimitação da pluma de contaminação derivada de depósito de resíduos. Diversos estudos validam a utilização do íon cloreto como componente traçador da percolação do lixiviado (LAKE E ROWE, 2005; REGARDIO et al., 2012, ZHAN et al., 2014).

A matéria orgânica é comumente representada pelos valores de DBO, DQO e COT. Lixiviados de resíduos sólidos urbanos apresentam altos valores de COT devido a sua natureza orgânica. Ritter, Ferreira e Mannarino (2011) ressaltam que apesar do COT não ser tradicionalmente medido em lixiviados brasileiros, esse parâmetro possui grande relevância, sobretudo devido à dificuldade em se avaliar a matéria orgânica presente por meio do uso da DBO, por conta dos interferentes existentes no lixiviado a este ensaio. Kjedsen (2002) pontua que a concentração de COT varia entre 30 e 29000mg.L⁻¹ no lixiviado. Belevi e Baccini (1989) indicam que após longos períodos de tempo, 10 ou 20 anos, os compostos orgânicos são os mais importantes para se controlar. O carbono orgânico representa o maior potencial de emissão devido às suas altas concentrações observadas comparadas a outros componentes do lixiviado (Kruempelbeck e Ehrig ,1999).

É possível que muitos outros compostos, ainda não conhecidos, estejam presentes nos lixiviados de aterros, demonstrando a importância e relevância do encerramento adequado e controle dessas áreas, bem como do tratamento dos lixiviados. Öman e Junestedt (2008) estudaram 140 compostos orgânicos, metal-orgânicos e inorgânicos, em amostras de 12 aterros, e constataram cinquenta e cinco dos orgânicos e compostos metal-orgânicos, relatados pela primeira vez em lixiviados de resíduos.

Devido a sua composição complexa e variável, o lixiviado é um efluente altamente poluidor e tratá-lo de maneira adequada pode ser um desafio (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019). Entretanto o controle e o tratamento de lixiviado nos sistemas de disposição final de resíduos é obrigatório no Estado do Rio de Janeiro de acordo com a lei 9055 (RIO DE JANEIRO, 2020).

2.3. Transporte de contaminantes através do solo de fundação nos locais de disposição de resíduos sólidos

As substâncias químicas presentes nos resíduos são lixiviadas e sua migração pelo solo pode ocorrer por diferentes tipos de transporte: advecção, difusão molecular e dispersão mecânica. É importante que estes mecanismos sejam estudados separadamente, pois existe uma diferença nas forças diretrizes que os governam e na escala física de espaço e tempo associada a eles (RITTER, 1998).

2.3.1. Solo

Os solos são produto da ação do intemperismo físico e químico sobre as rochas. Fatores como o clima, o material de origem, os organismos, o tempo e o relevo possuem influência em sua formação. São constituídos por três fases: sólida (minerais e matéria orgânica), líquida (solução intersticial do solo) e gasosa.

Os solos são comumente classificados de acordo com sua granulometria, ou seja, pelas dimensões de suas partículas e suas respectivas percentagens em massa.

Os principais tipos são: areia, silte e argila. Areia consiste em frações granulométricas não coesiva e não plástica formada por minerais ou partículas de rochas com diâmetros entre 0,06mm e 2,0 mm. Silte é definido como solo que apresenta baixa ou nenhuma plasticidade, que exhibe baixa resistência quando seco ao ar, e é formado por partículas com diâmetros compreendidos entre 0,002mm e 0,06mm. Argila é o solo de granulação fina constituído por partículas com dimensões menores que 0,002mm, apresentando coesão e plasticidade (ABNT,1995).

Ao se observar o solo *in situ*, é perceptível que o mesmo não se compõe de apenas um dos tipos de grânulos, e que sua denominação resulta da predominância de suas partículas. A exemplo: um solo classificado como argila silto arenosa, possui comportamento semelhante a argila e a presença de silte e areia influenciam em suas propriedades.

No estudo do transporte de contaminantes, os solos argilosos apresentam grande importância devido a sua menor permeabilidade e sua capacidade de troca catiônica. As argilas possuem, em sua superfície, uma carga residual negativa e, para preservar a eletroneutralidade, cátions são atraídos e permanecem seguros entre as camadas e nas superfícies das partículas. Muitos desses cátions podem ser permutados por cátions de outros tipos. A quantidade de cátions trocáveis é chamada de capacidade de troca catiônica (CTC) (MITCHELL,1993).

2.3.2. Transporte Advectivo

No transporte advectivo o contaminante se movimenta com o fluxo hídrico e sua velocidade de deslocamento é definida pela velocidade de percolação da água. Nesse tipo de transporte, a porosidade do solo é proporcional ao fluxo de massa (ROWE et al., 2004). A equação que governa esse tipo de transporte é a Lei de Darcy:

$$f = V_a \times C \quad (1)$$

onde, f é o fluxo, C é a concentração e V_a é a velocidade de Darcy, pode ser determinada pelas equações 2 e 3:

$$V_a = n \times v \quad (2)$$

Sendo, n a porosidade efetiva do solo e v a velocidade da água.

$$V_a = k \times i \quad (3)$$

Sendo, k a permeabilidade e i o gradiente hidráulico

Segundo Alonso (1999), a permeabilidade pode ser definida como a maior ou menor facilidade que os solos oferecem à passagem de água (apud SAMPAIO et al., 2006).

O gradiente hidráulico é a relação entre a perda de carga e o comprimento do meio poroso e, portanto, define a direção de origem e destino do fluxo.

É possível observar pelas equações que, se não houver fluxo de água, não há movimentação de contaminante pelo mecanismo da advecção.

2.3.3. Difusão molecular

O transporte difusivo envolve o movimento dos contaminantes de uma região de maior concentração química para uma região de menor concentração. A difusão ocorre mesmo sem haver fluxo de água (Rowe et al., 2004). A equação 4 representa o fluxo de massa por difusão:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (4)$$

Sendo dc/dt a variação da concentração no tempo, D_e o coeficiente de difusão e dc/dx o gradiente de concentração.

2.3.4. Dispersão Mecânica

A dispersão mecânica é um processo advectivo que consiste em um espalhamento do contaminante associado a grandes fluxos e não é conduzida por

potencial químico. O coeficiente de dispersão mecânica (D_m) é modelado como uma função linear da velocidade (Rowe et al., 2004).

$$D_m = \alpha \times V_a \quad (5)$$

Sendo α : dispersividade e V_a a velocidade.

O coeficiente de dispersão mecânica (D_m) e o coeficiente de difusão molecular (D_e) estão representados pelo coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h), conforme representado na equação 6:

$$D_h = D_e + D_m \quad (6)$$

Em solos onde há baixa velocidade de Darcy, como por exemplo argilosos, a difusão molecular irá controlar o parâmetro D enquanto a dispersão é negligenciável (DU; HAYASHI, 2004)(ROWE et al., 2004). O oposto pode ser considerado em ambientes de grande fluxo.

A equação 7 representa o modelo advectivo-dispersivo para determinação do transporte de solutos não reativos em solos saturados:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_a \frac{\partial C}{\partial x} \quad (7)$$

2.3.5. Processos de interação

De acordo com Yong et al. (1992 apud RITTER, 1998), o transporte de contaminantes através do solo, envolve interações entre os solutos e os constituintes do solo, que podem ser de natureza física, química e biológica. Os mecanismos químicos dependem da constituição química do soluto, por exemplo, se são reativos ou não, orgânicos ou inorgânicos, e dos constituintes e das características do solo, e do pH do sistema. Alguns processos, sorção, precipitação e complexação, envolvem a transferência de soluto do fluido intersticial para as partículas sólidas do solo. A sorção inclui adsorção e dessorção, resultado de reações de trocas catiônicas. A precipitação é a acumulação de material na interface das partículas sólidas insolúveis

e a complexação geralmente envolve ligantes (ânions inorgânicos ou orgânicos associados intimamente com o cátion metal).

Segundo Fetter (1993), alguns processos como a precipitação, biodegradação e decaimento radioativo resultam na atenuação do mesmo, ou seja, a diminuição da concentração do soluto na pluma de contaminação sem necessariamente alterar a velocidade do movimento da pluma. Enquanto o processo de adsorção, causa retardamento devido à captura do soluto pelo solo (apud RITTER, 1998). A equação 8 representa o modelo de transporte de contaminantes considerando os mecanismos de interação.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_a \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho}{n} \frac{\partial S}{\partial t} + \lambda C \quad (8)$$

Onde ρ é a densidade do material, n é a porosidade e λ é a constante de decaimento radioativo ou biológico.

É usual referir-se aos processos de sorção em termos de um fator de retardamento (R_d) do movimento dos contaminantes. A equação de advecção-dispersão com retardamento é representada da seguinte maneira:

$$\frac{\partial C_i(z, t)}{\partial t} = \frac{D_h}{R_{di}} \frac{\partial C_i^2(z, t)}{\partial z^2} - \frac{V_{si}}{R_{di}} \frac{\partial C_i^2(z, t)}{\partial z^2} \quad (9)$$

onde $C_i(z, t)$ é a concentração de contaminante na água dos poros na posição z e no tempo t na camada i , D_{hi} é o coeficiente de dispersão hidrodinâmico da camada i , R_{di} é o fator de retardamento e v_{si} é a velocidade média de infiltração.

2.4. Estudos de casos de transporte de contaminantes em locais de disposição de resíduos sólidos e de interação solo-contaminante

As seções anteriores dissertam sobre a movimentação de contaminantes em solos saturados, em solo não saturado esta é um fenômeno ainda mais complexo. Em

solos de baixa permeabilidade, considera-se transporte por difusão pura. Em regiões de clima úmido, a possibilidade de transporte advectivo deve ser considerada e pode depender em parte da condutividade hidráulica do solo, que é mais sensível a variações no tamanho dos grãos comparada a solos saturados. Outro fator de incerteza são as variações sazonais na infiltração que podem influenciar o transporte de contaminantes (Rowe et al., 2004).

O estudo do transporte de solutos pelo solo possui elevada complexidade pois inúmeros fatores devem ser considerados, entre eles, a granulometria do solo, sua permeabilidade, o coeficiente de difusão dos contaminantes, a composição e as características físico-químicas do lixiviado e a altura da coluna de lixiviado no aterro. Desta forma, torna-se fundamental o estudo e a prospecção dessa movimentação a fim de avaliar possíveis riscos ao meio ambiente e à saúde. A seguir, são apresentados estudos de casos de áreas utilizadas como depósitos de resíduos a fim de demonstrar as particularidades das características locais e sua influência no avanço ou não da contaminação.

Goodall e Quigley (1977) analisaram os perfis de concentração de poluentes abaixo de dois aterros jovens, fundados em camada de argila siltosa no Canadá. O fluido dos poros das amostras foi analisado para Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ . Nos dois locais, a frente de poluição é atribuída à difusão. O aterro mais antigo tinha cerca de 7 anos e a migração da poluição (cátions) havia descido por uma distância de 30 cm em comparação com o avanço máximo possível calculado da frente de infiltração de apenas 4 cm. Conclui-se então que a difusão é o mecanismo dominante neste site. No outro aterro, a frente de poluição se estendeu de 40 a 80 cm além da base do aterro, valores maiores do que o calculado apenas para difusão, de cerca de 20 cm. Sugere-se então a presença de fissuras no solo. O autor pontua que variações nas taxas de migração de cátions sejam causadas não apenas por variações nas taxas de difusão, mas também por interações solo-lixiviado, como troca de cátions, incluindo sorção seletiva ou preferencial. Propõe-se que os solos argilosos possam dessorver magnésio adsorvido por troca catiônica dando origem a uma frente de magnésio 'artificial'.

Johnson, Cherry, Pankow (1989) realizaram análises em profundidades de até 2 metros em uma camada argilosa com 40 metros de espessura e k menor que $5 \times 10^{-8} \text{cm.s}^{-1}$. O comportamento do cloreto indicou transporte difusivo, com as maiores

concentrações nas camadas superiores, reduzindo com o aumento da profundidade. O contaminante foi detectado até a profundidade de 83 cm após 5 anos. Os compostos orgânicos foram detectados a uma distância máxima de 15 cm abaixo da interface. A diferença entre as profundidades indica que os contaminantes orgânicos foram retardados em relação ao Cloreto, e que a sorção representa um papel importante nesse retardo. Os autores realizam modelagem numérica com os resultados obtidos em campo e concluem que a espessura da camada argilosa possui papel fundamental na eficácia de impedir que os contaminantes atinjam o aquífero local, e caso tivesse espessura de apenas 1 metro, os contaminantes levariam cerca de 10 anos para o avanço.

Munro et al.(1997) analisam concentrações de cloreto, sódio e carbono orgânico dissolvido no líquido intersticial do solo de um aterro em profundidade em três poços. O solo local possui característica argilo sítosa e condutividade hidráulica de $5 \times 10^{-7} \text{ cm.s}^{-1}$. Cloreto e Sódio apresentam concentrações superficiais de aproximadamente 1000 mg.L^{-1} e suas concentrações diminuem de uma a duas ordens de magnitude da interface de resíduos até a profundidade amostrada (3,7m). É observada a presença de solutos do lixiviado em profundidades superiores a máxima perfurada durante o período de 6,6 anos. O resultado evidencia que a difusão molecular não é o tipo de transporte predominante visto que a profundidade estimada para a mesma durante o mesmo espaço de tempo seria aproximadamente de 1,0 a 1,5 m para o cloreto. Uma modelagem numérica é realizada e evidencia que advecção e dispersão mecânica são significativas, e que portanto possuem importância para o monitoramento no local. O modelo estima migração do cloreto de até 6 metros de profundidade. O autor pontua também que mesmo em solos argilosos com baixa permeabilidade pode ocorrer transporte advectivo devido a possíveis fraturas no solo local.

Lake e Rowe(2005) estudam a migração de contaminantes em uma barreira de argila compactada de 2,9 m abaixo de uma lagoa de lixiviado após 14 anos de sua construção. A camada de proteção incluía uma geomembrana que apresentou defeitos e permitiu que o lixiviado entrasse em contato com a camada argilosa com condutividade hidráulica média de $2,3 \times 10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$. Foram analisados Cloreto, sódio, potássio, cálcio e magnésio. Foi identificado que o cloreto migrou, principalmente por difusão, 1,7 m na camada de argila compactada (alcançando concentração máxima

de aproximadamente 12 mmol.L^{-1} na profundidade entre 0 e 1 m). O sódio atingiu profundidades de 1,2 m (máximas de 70 mmol.L^{-1} entre 0 e 0,5 m), tendo sido mais retido nas camadas superficiais em comparação ao cloreto. Esse resultado é pertinente a literatura visto que o cloreto não participa de processos de sorção e que o sódio está possivelmente participando de processos de troca catiônica. O autor ressalta que devido a alta concentração de sódio no lixiviado, o mesmo deve estar sendo trocado nos sites argilosos pelo cálcio e magnésio, causando a dessorção dos mesmos e um aumento das respectivas concentrações no fluido intersticial. O potássio é altamente retido em comparação ao sódio e ao cloreto, e sua concentração máxima medida é de aproximadamente $1,4 \text{ mmol.L}^{-1}$ nas camadas mais superficiais, próximas a interface com a lagoa. Na área estudada, apesar das falhas encontradas na geomembrana, a camada de argila compactada desempenhou a função desejada impedindo a migração dos contaminantes através de sua espessura de 2,9 m, visto que ainda faltou 1 metro de argila para que o cloreto ultrapassasse a camada. Ressalta-se que em geral são utilizadas e recomendadas camadas de argila com espessura de 1 metro, e que no caso estudado a recomendação seria insuficiente para impedir o avanço dos contaminantes.

Uma mesma área de disposição, pode possuir pontos com diferentes características, como tipo de solo e altura do freático, e por isso apresentar comportamentos distintos. Ritter et al. (2006) realizou o estudo do solo em profundidade na região do lixão da Marambaia, localizado no cerca de 50 km da cidade do Rio de Janeiro com composição do solo local variando em suas diferentes localidades entre argila orgânica, silte-argiloso pouco arenoso e areia argilosa. Na região onde o solo é caracterizado como silte-argiloso e pouco arenoso, há indícios de processo de migração, possivelmente difusivo, evidenciados pelas concentrações elevadas de sódio (cerca de 100 mg.L^{-1}), até 7 m de profundidade, e amônio e potássio a 2,5 m de profundidade (aproximadamente 20 e 90 mg.L^{-1} respectivamente). No ponto onde o solo é caracterizado como argila orgânica até 2,5m e areia argilosa nas maiores profundidades, as concentrações de cloreto, sódio, cálcio, potássio e magnésio são as mais altas até 2,5 m, diminuindo em profundidade devido presença da camada mais permeável. Elevadas concentrações de aproximadamente 140 mg.L^{-1} de amônio na profundidade de 6,5m, sugerem que há processo de contaminação em profundidade na camada de areia argilosa. Em um terceiro ponto de estudo, o lençol

freático é superficial e está contaminado. Os metais analisados no líquido intersticial do solo, Ferro, Chumbo, Cromo e Cádmiio apresentaram concentrações inferiores às estabelecidas para qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, pela Portaria nº 518, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004).

Ritter et al.(2007) investigam a possível contaminação do solo de fundação do Lixão do Anta no município de Sapucaia, no Estado do Rio de Janeiro. O solo de fundação local é de característica silto-argiloso e a presença de rocha relativamente superficiais interromperam todas as sondagens por impenetrável a percussão, em profundidades que variaram de 2,82m a 5,45 m. Foram extraídas 13 amostras em profundidade. Em 7 furos de sondagem o nível de água estava dentro da camada de lixo. As concentrações medidas no solo de cloreto, sódio, amônio, óleos e graxas, cromo, chumbo e zinco, foram baixas sugerindo que não houve migração de lixiviado para a fundação do lixão. A maior concentração encontrada para o cloreto é de 82 mg.L⁻¹ e de amônio 3,96 mg.L⁻¹, valores inferiores aos estabelecidos pela legislação brasileira de 250 mg.L⁻¹ e 20 mg.L⁻¹ respectivamente. As concentrações de óleos e graxas e dos metais cromo, chumbo e zinco encontradas estavam abaixo do limite estabelecido pelas legislações, e cádmio, mercúrio e BTEX estavam abaixo do limite de detecção do equipamento. O maior valor de condutividade é de 0,1 mS.cm⁻¹, evidenciando a baixa presença de sais no solo. Os autores ressaltam a possível contribuição do solo argiloso local e do afloramento rochoso para a minimização da migração do lixiviado.

Xie et al.(2009) investigou a migração de poluentes na base de um aterro sanitário após 13 anos de operação. O estudo foi realizado através de análises químicas nas amostras de solo com características argila siltosa retiradas abaixo dos resíduos depositados. Foram determinadas as concentrações de cloreto, demanda química de oxigênio (DQO) e metais pesados nas amostras de solo. As concentrações de cloreto são geralmente maiores que 1000 mg.L⁻¹, e os resultados implicam que o cloreto migrou profundidades superiores a 10 metros. O autor atribui a extensa migração a coluna de lixiviado de 10 a 20 metros no local e ao fato do cloreto ser não reativo e migrar mais rápido que outros contaminantes. No entanto, a concentração de DQO diminui rapidamente e atinge os valores de background em profundidade de 3 m para os três furos. Os resultados são coerentes com a capacidade de adsorção maior para DQO. Além disso o autor ressalta a elevada diferença entre as

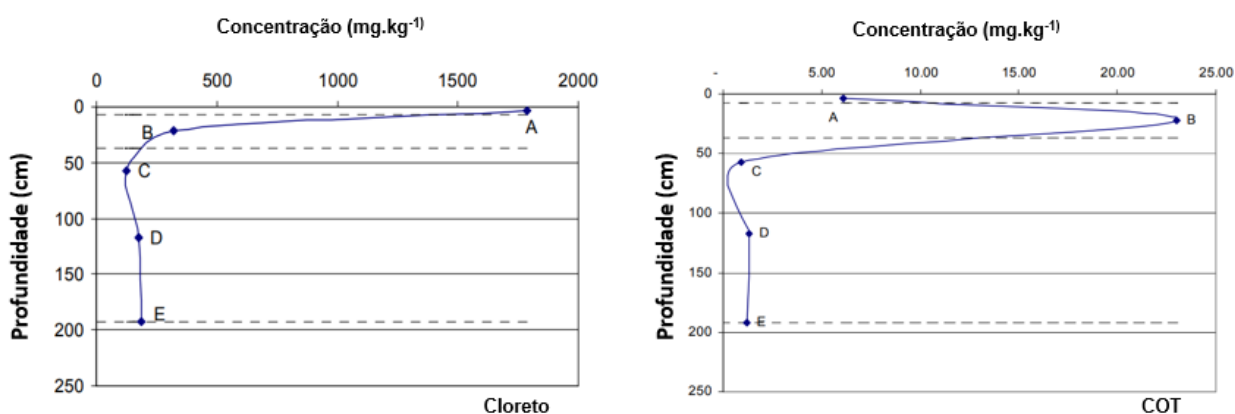
concentrações medidas no solo abaixo dos resíduos e os valores de background de Cloreto. Os resultados para os metais indicam que eles são adsorvidos pelas partículas do solo e que as concentrações de metais nos interstícios do solo podem ser negligenciadas.

Zhang e Qiu (2010) avaliaram a eficiência de uma barreira vertical com permeabilidade de 10^{-8} m.s^{-1} para impedir a contaminação de áreas a jusante do lixão estudado. Foram realizadas análises de campo, com dois poços de monitoramento, um abaixo dos resíduos e outro a jusante, para analisar se o solo abaixo do aterro estava contaminado. As análises mostraram solo contaminado abaixo do maciço até 10 metros de profundidade com DQO com valores acima do valor orientador (maiores de 50 mg.L^{-1}) e cloreto até aproximadamente 4 metros. O solo a jusante apresentou valores próximos aos de background. O estudo evidencia a importância da condutividade hidráulica na eficiência da camada de barreira. Estima por meio de modelagem numérica a relação entre a concentração dos poluentes na base do aterro e a variação da velocidade do fluido. A redução da velocidade de $4,31 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ para $3,82 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ aumenta o tempo necessário para que uma determinada concentração dos contaminantes do lixiviado atinja o fundo da barreira de 3,8 anos para 78,5 anos.

Ferrari et al. (2010) estudou o solo abaixo de uma lagoa de lixiviado sem camada de impermeabilização. As amostras foram coletadas após a lagoa ser esvaziada, e foi constatado que na camada mais superficial houve formação de um lodo, abaixo havia uma camada argilo arenosa e em maior profundidade o solo era arenoso. As concentrações dos contaminantes medidas na camada arenosa foram inferiores às camadas superficiais e apenas o antimônio apresentou concentrações superiores aos valores de referência para o Estado de São Paulo na região arenosa. Cloreto, Nitrogênio amoniacal, chumbo, sódio e cromo apresentam as concentrações na superfície superiores às da camada argilosa, indicando a mobilidade dos elementos na mesma. As concentrações superficiais dos elementos são 1788 mg/kg , 4645 mg.kg^{-1} , 14 mg.kg^{-1} , 1727 mg.kg^{-1} e 32 mg.kg^{-1} respectivamente. Os metais antimônio, alumínio, boro, vanádio e o carbono orgânico total apresentaram, na camada argilosa, concentrações superiores às medidas na superfície, evidenciando que a mobilidade dos elementos é reduzida na camada argilosa devido a capacidade de sorção do solo em questão. A sorção é evidenciada visto que a concentração medida na camada argilosa é superior à medida na camada imediatamente abaixo da

mesma. As maiores concentrações medidas para os elementos são: 20 mg.kg⁻¹, 66,4 mg.kg⁻¹, 217 mg.kg⁻¹, 269 mg.kg⁻¹ e 23 mg.kg⁻¹ respectivamente. A figura 2 representa as diferenças dos dois tipos de perfis de concentrações. Na figura 2 (a) observa-se a redução da concentração do cloreto com o aumento da profundidade, enquanto a figura 2 (b) evidencia um acúmulo de COT na profundidade de até 50 cm. As figuras também ilustram a baixa capacidade de sorção do solo arenoso local, visto que o perfil de concentração da camada arenosa (mais profunda) não apresenta variações expressivas de concentrações.

Figura 2 - Perfis de concentração de contaminantes no solo em profundidade.



Fonte: Ferrari et al. (2010)

Ritter, Ferreira, Mannarino (2011) realizaram nove sondagens com coleta de solo em um depósito de lixo localizado em Altamira, no Pará, com solo de características silte argilo arenoso. Cinco sondagens foram realizadas abaixo da pilha de resíduos, uma à montante e três a jusante. O estudo analisou pH, cloreto, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total e os metais cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel e zinco no solo. As maiores concentrações de cloreto medidas estão entre 600 e 700 mg.kg⁻¹ e ocorrem nas amostras retiradas logo abaixo dos resíduos, diminuindo com o aumento da profundidade. As amostras coletadas à jusante dos resíduos apresentam concentrações semelhantes àquelas coletadas abaixo dos mesmos, indicando um avanço da contaminação. Os valores máximos de NH₄⁺ encontrados foram de 30 mg.kg⁻¹ e, apesar das baixas concentrações, o amônio não ocorre normalmente em solos e portanto os valores podem indicar contaminação. Os

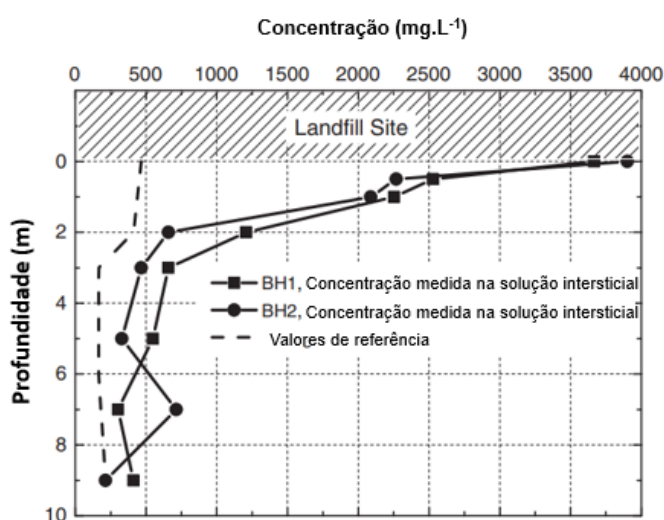
resultados de COT de montante e jusante mostram que este poderia ser um ciclo natural na região. Os valores medidos para metais no solo sob o depósito e no seu entorno, estão abaixo dos valores orientadores de prevenção para solos, com exceção do Cromo. Os autores ressaltam a possibilidade do mesmo ser de ocorrência natural no local de acordo com os valores montante e jusante, hipótese que fora comprovada em estudos posteriores. Os resultados nas amostras de água não indicam contaminação por lixiviado. Em suma, a presença de NH_4^+ e Cloreto no solo indica que o depósito de lixo está gerando impactos que estão se propagando dentro dos limites em que foram realizadas as sondagens. Os autores ressaltam, porém, que a indicação de lençol freático profundo minimiza o possível impacto que possa vir a ocorrer nas águas subterrâneas.

Regadío et al. (2012) pontuam que, mesmo pequenas diferenças nas qualidades da camada mineral de argila, podem influenciar a eficácia do revestimento natural, concluindo que solos com baixa condutividade hidráulica, em média $1.4 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$, são adequados para o controle da poluição da maioria das espécies solúveis do lixiviado, por meio de um estudo de solos abaixo de três aterros não controlados. Os autores observam que os principais íons do substrato do aterro são atenuados na mesma profundidade que a condutividade elétrica, evidenciando assim a relação entre esses parâmetros.

Zhan et al. (2014) estudaram a migração de contaminantes abaixo de um lixão com solo local de 1 a 2 m sobrejacente a uma camada de silte argiloso de 2 a 4 m; abaixo desta está presente uma camada de 5 a 8 m de uma argila. O maciço rochoso está abaixo de 9 m de profundidade. As condutividades hidráulicas do solo local, da camada silto argilosa e da argila medidas foram 3×10^{-5} , $5-8 \times 10^{-6}$ e $3 \times 10^{-7} \text{ cm.s}^{-1}$, respectivamente. Os autores analisaram o líquido intersticial das amostras do solo local para Cloreto, Sódio, DQO, Nitrogênio total e matéria orgânica. As amostras foram retiradas no solo abaixo dos resíduos. O perfil dos contaminantes no solo em profundidade apresenta as maiores concentrações na camada mais superficial e a redução com o aumento da profundidade. O cloreto possui concentração inicial superior a 3500 mg.L^{-1} e migrou pelo solo até a profundidade de 9 metros onde encontra-se a rocha, suas concentrações ainda se encontram superiores aos valores de background conforme apresentado na figura 3. O sódio foi identificado em profundidade de até 7 metros, resultado pertinente com a teoria de que o sódio sofre

retardamento pelas partículas de solo quando comparado ao cloreto. A DQO apresenta valores elevados até a profundidade de aproximadamente 3 metros, indicando que contaminantes orgânicos são retardados com maior intensidade. O nitrogênio total apresentou perfil similar a DQO, sendo altamente atenuado nas profundidades superficiais até 2 metros. Esses resultados indicam que o alto teor de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo possui papel fundamental no processo de atenuação do Nitrogênio.

Figura 3 - Perfil de concentração e modelagens de tipos de transporte do cloreto no solo em profundidade

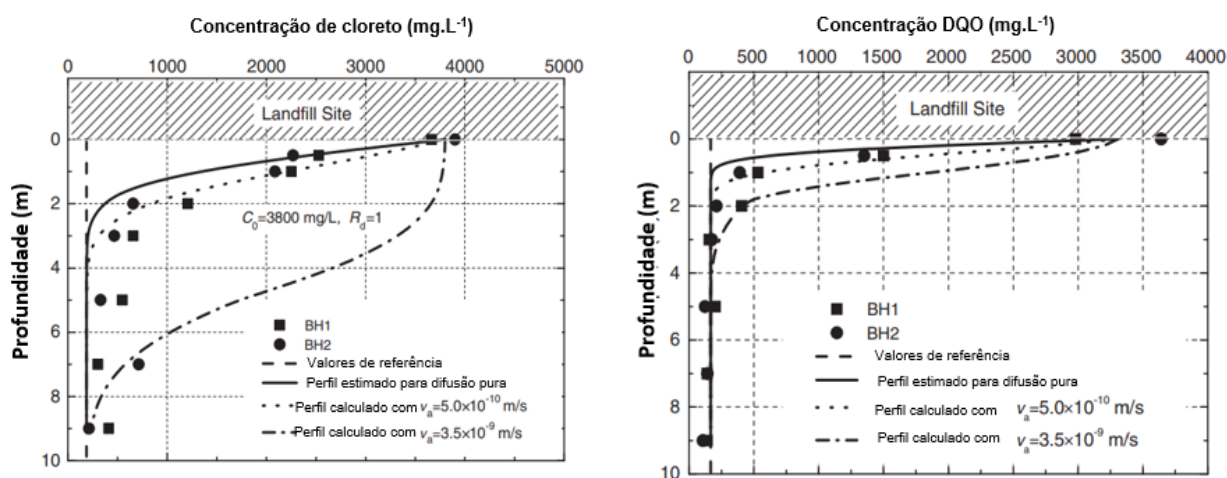


Fonte: Zhan et al. (2014)

Zhan et al. (2014) realizam uma comparação entre os valores medidos em campo e os obtidos através de modelagem numérica por meio dos modelos de advecção-dispersão para identificar o mecanismo de transporte dominante em cada caso. Os resultados evidenciam a importância de considerar a ocorrência de múltiplas formas de transporte. A figura 4 demonstra que os valores medidos em campo (representados pelos pontos no gráfico) não se ajustam às modelagens que consideram transporte somente difusivo (representada pela linha contínua). Em ambos os casos as modelagens que presumem a realização de mais de um tipo de transporte simultâneos (representadas pelas linhas pontilhadas) se ajustam melhor aos resultados medidos em campo, ou seja, essas curvas contemplam uma maior quantidade de pontos medidos em campo. A curva com melhor ajuste observada

considerou velocidade de advecção de $5 \times 10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$. Para a DQO, o modelo advecção dispersão considerou também um fator de retardamento 2, parâmetro que representa os mecanismos de sorção sofridos pela matéria orgânica.

Figura 4 - Perfil de concentração e modelagens de tipos de transporte do íon cloreto e da DQO no solo em profundidade



Fonte: Zhan et al. (2014)

A presença de solo arenoso, pode suscitar contaminação do solo em grandes profundidades. Shinzato (2014) analisa amostras de solo da profundidade lixão desativado de São Carlos/SP. As amostras foram coletadas imediatamente abaixo do maciço e a 8 metros de profundidade, no poço de monitoramento instalado em solo de características arenosas. Os valores medidos no extrato de solubilização do solo indicam valores acima da NBR 10004 (ABNT,2004) para Cloreto (400 mg.L^{-1}), Ba ($0,9 \text{ mg.L}^{-1}$), Al ($0,6 \text{ mg.L}^{-1}$), Pb ($0,18 \text{ mg.L}^{-1}$), Cd ($0,082 \text{ mg.L}^{-1}$), Fe ($0,6 \text{ mg.L}^{-1}$), Mn ($0,2 \text{ mg.L}^{-1}$) no solo mais superficial, e de Al ($0,6 \text{ mg.L}^{-1}$), Pb ($0,26 \text{ mg.L}^{-1}$), Cd ($0,580 \text{ mg.L}^{-1}$), Fe ($2,8 \text{ mg.L}^{-1}$) e Mn ($0,3 \text{ mg.L}^{-1}$) no solo mais profundo. O estudo evidencia também a presença de componentes do lixiviado na água subterrânea local e a mobilização de poluentes dentro do maciço de resíduos, sendo assim conclui que o lixão estudado ainda possui um potencial de contaminação após 18 anos de desativado.

Morita e Wendland (2019) estudaram água subterrânea coletada em poços de monitoramento no depósito de resíduos de Santa Madalena, localizado em São Carlos-SP. Os solos na área do lixão se enquadram em dois grupos: latossolo vermelho-amarelo, na área de deposição dos resíduos, e areias quartzosas profundas, na região logo adjacente. Os autores pontuam que os valores de condutividade hidráulica (entre 10^{-4} e 10^{-6} cm.s⁻¹), a granulometria do local (areias finas a médias) e o baixo poder de troca catiônica associado ao solo encontrado levam a uma teórica alta vulnerabilidade do local à contaminação. O estudo analisou a concentração de nitrogênio total, Cl, DQO, Pb, Mn, Fe, Cd e Co, condutividade elétrica, pH e alcalinidade da água local. Os poços de monitoramento localizados no interior do maciço apresentam as maiores concentrações de contaminantes, destacando-se os elevados valores de condutividade ($1195\mu\text{S.cm}^{-1}$), alcalinidade ($66,5\text{ mg.L}^{-1}$), nitrogênio amoniacal ($46,25\text{ mg.L}^{-1}$), cloreto (105 mg.L^{-1}), ferro ($23,34\text{ mg.L}^{-1}$) e manganês ($0,98\text{ mg.L}^{-1}$). Os poços localizados a jusante do maciço apresentam concentrações consideravelmente inferiores em relação àquelas detectadas no interior do depósito porém a presença de diferentes contaminantes evidencia a influência do depósito de resíduos. As maiores concentrações medidas em poços a jusante do maciço são: condutividade ($166\ \mu\text{S.cm}^{-1}$), alcalinidade (46 mg.L^{-1}), nitrogênio amoniacal ($1,96\text{ mg.L}^{-1}$), cloreto ($11,4\text{ mg.L}^{-1}$), ferro ($0,67\text{ mg.L}^{-1}$) e manganês ($0,59\text{ mg.L}^{-1}$). Os metais chumbo e cádmio apresentaram concentrações acima dos limites de intervenção da CETESB ($0,01\text{ mg.L}^{-1}$ para chumbo e $0,005\text{ mg.L}^{-1}$ para cádmio) em alguns poços. Os autores pontuam que as altas concentrações de cálcio detectadas em vários poços (com valor máximo de 74 mg.L^{-1}) sugerem que pode estar havendo dissolução mineral ou troca catiônica em decorrência do impacto do contato do lixiviado com a formação geológica local e que a detecção de maiores concentrações de ferro e manganês pode estar relacionada com a degradação da matéria orgânica existente na pluma de contaminantes.

Os estudos dos transportes de contaminantes podem ser realizados por meio de estudos de campo, modelagens numéricas e experimentos laboratoriais. Xie et al.(2015) realizam modelos analíticos para avaliar o transporte de contaminantes orgânicos em diferentes tipos de camadas de proteção em aterros. Os autores observam que, quanto maior a coluna de lixiviado maior a concentração dos solutos nos *liners* estudados, e concluem que a diminuição da coluna de lixiviado de 10m para

0,3m, com a manutenção das outras condições locais, resulta em uma redução no tempo de infiltração de 0,1 para 6 anos. Evidenciam que a gestão hídrica nessas áreas e o controle do volume de lixiviado acumulado no local consistem em medidas efetivas para diminuição da migração dos solutos através do solo.

Tang et al.(2018) realizaram experimentos laboratoriais e modelagens numéricas para avaliar os impactos da formação de uma barreira biológica no desempenho da barreira de fundo de aterros sanitários. O estudo concluiu que a barreira biológica auxilia no retardamento do transporte de contaminantes pela diminuição da condutividade hidráulica. Os valores observados foram na ordem de 10^{-2} m.s⁻¹. Zhan et al.(2014) também demonstraram a influência dessa camada no perfil dos contaminantes no solo em profundidade ao constatar que sua modelagem experimental numérica se ajustou aos valores medidos em campo, considerando uma interface efetiva acima da camada de solo.

2.4.1. Estudo de casos de avaliação das águas subterrâneas em locais de disposição de resíduos sólidos

Os componentes do lixiviado podem migrar pelo solo e atingir águas subterrâneas ocasionando sua contaminação. Esse é um dos principais passivos causado pela disposição inadequada nos resíduos sólidos em lixões e aterros. O alcance da pluma de contaminação aos corpos hídricos depende de diversos fatores, como a profundidade do lençol freático, composição e permeabilidade do solo, e as concentrações dos contaminantes no lixiviado local.

O recurso hídrico subterrâneo é muitas vezes a única opção de água potável no campo e nas periferias das cidades, que não dispõem de rede pública de água. Além disso, a água subterrânea obtida através da perfuração de poços particulares surge como fonte alternativa ou complementar em resposta a falhas no abastecimento público ou ao seu menor custo diante dos valores cobrados pela água fornecida pelos operadores do serviço público. Estima-se que o Brasil extraia em média 17.580 Mm³.ano⁻¹, transformando-o em um usuário significativo de águas dentro do contexto mundial (HIRATA et al., 2019).

A literatura apresenta diversos estudos conduzidos para analisar a qualidade dos lençóis freáticos. A elevada concentração de íons amônio, cloreto, valores de DQO e DBO elevados, bem como a condutividade elétrica são apontados como indicativos de contaminação proveniente da disposição de resíduos sólidos urbanos (LAKE E ROWE,2005; MONDELLI, GIACHETI E HAMADA, 2016; SHINZATO, 2014; ZHAN ET AL.,2014)

A elevada condutividade observada na água ocorre na presença de grandes concentrações de íons. Diversas pesquisas como Fatta,Papadopoulos e Loizidou (1999), Shinzato, (2014), Mondelli, Giacheti e Hamada (2016) e Przydatek e Kanownik (2019), relacionam a variação da condutividade elétrica com a contaminação da água subterrânea por lixiviado. Engelmann et al.(2017) estuda amostras de água subterrânea de um aterro em operação, que funcionou como lixão até 2005, e relata variação da condutividade elétrica como evidência de contaminação por lixiviado, pois os maiores valores de condutividade ocorrem nos pontos mais próximos do lixão indicando sua interferência na qualidade da água. Além disso, o estudo ressalta que os pontos que apresentam as maiores condutividades elétricas são os que as concentrações de Na, Ca, K, Mg e Cl são maiores comparadas aos outros pontos da pesquisa. As concentrações medidas para esses componentes variaram entre 5–170 mg.L⁻¹, 1–47 mg.L⁻¹, 1–112 mg.L⁻¹, 0–10 mg.L⁻¹ e 10–170 mg.L⁻¹ respectivamente.

A presença do íon amônio também é considerada consequência da contaminação por depósitos de resíduos devido às suas elevadas concentrações no lixiviado. Ademais, variações nas concentrações de NO₃ podem indicar decomposição aeróbia de matéria orgânica, e podem se originar da decomposição do NH₄, presente em altas concentrações no lixiviado (ENGELMANN et al., 2017). Shinzato (2014) relata maiores concentrações de NO₂ e NO₃ no poço a jusante mais próximo do maciço de resíduos como consequência da presença do lixão, uma vez que para haver formação dos mesmos, deve ocorrer uma afastamento das condições anaeróbias do maciço.

Valores de DQO, DBO e COT, são frequentemente utilizados para medição da carga orgânica dos lixiviados e água subterrâneas. A atenuação da matéria orgânica na pluma de lixiviado é ocasionada por sorção, degradação e diluição (CHRISTENSEN et al., 2001)

Lopes et al. (2012) constataram valores de DBO abaixo dos determinados pela legislação brasileira e valores de DQO 40 vezes superiores aos de DBO, ao analisar a água subterrânea de poços de monitoramento de um aterro em operação desde 1977 e sem impermeabilização. O autor conclui que as diferenças entre os valores encontrados indica que a porção de matéria orgânica biodegradável, ou mais facilmente biodegradável, foi já consumida por biodegradação antes de alcançar as águas subterrâneas. A fração recalcitrante de lixiviado com elevado peso molecular, como ácidos húmicos e fúlvicos, também pode promover uma diminuição qualidade da água sob a influência de outros contaminantes, porque eles agem em reações redox e também têm a capacidade de formar complexos metálicos (CHRISTENSEN; BOTMA; CHRISTENSEN, 1999)(LOPES et al., 2012)

Alguns autores observam a redução da concentração dos poluentes com o aumento da distância entre o poço de monitoramento e o depósito de resíduos (LOPES et al., 2012; MORITA; WENDLAND, 2019; SHINZATO, 2014). Shinzato (2014) relata que a maioria dos elementos apresenta elevação das concentrações nos poços de monitoramento abaixo do maciço de resíduos em comparação ao ponto a montante. Logo após, observa-se a diminuição dessas concentrações nos poços a jusante, sendo mais evidente nos poços mais afastados, com distâncias de 34m, 135m e 140m do maciço. Em seu estudo, o autor observa que pH, alcalinidade, CE, Na, K, Cl, DQO, DBO, Ca, Mg, Sr, Fe, Nitrogênio total Kjeldahl e Nitrogênio amoniacal total são os principais parâmetros de qualidade das águas alterados pela presença do lixão. O nitrogênio amoniacal medido na água subterrânea do poço dentro do maciço apresentou concentração de 81 mg.L⁻¹, o cloreto 235 mg.L⁻¹ e a condutividade 2084 µS.cm⁻¹. Comparativamente, os valores máximos medidos no poço localizado mais afastado do maciço são: 0 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, 14 mg.L⁻¹ de cloreto e condutividade de 53 µS.cm⁻¹.

Lopes et al. (2012) observam que os maiores valores de condutividade elétrica medidos foram encontrados nos poços mais próximos ao aterro, distância de 20 e 100 metros respectivamente. O solo do local se caracteriza pela presença de 70% de argila e possui condutividade hidráulica de aproximadamente 10⁻⁵cm.s⁻¹. Os valores medidos 1113 µS.cm⁻¹ e 1006 µS.cm⁻¹ respectivamente, foram obtidos em diferentes épocas do ano. Enquanto o poço mais próximo obteve sua máxima na coleta da estação chuvosa, o poço mais afastado teve sua condutividade mais elevada na coleta

do período mais seco. Um terceiro poço, localizado a 350 metros de distância na direção do fluxo, apresentou o maior valor medido no estudo $1503 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na época de chuvas. Ressalta-se que nos poços mais próximos as condutividades medidas foram elevadas em ambas as coletas, enquanto no poço mais afastado a elevação foi observada apenas na estação chuvosa, sendo $286 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na estação seca.

O comportamento dos metais na pluma de contaminação é simultaneamente controlado pelos processos de sorção, possibilidade de precipitação e complexação. Geralmente, metais não constituem em um grande problema para poluição de águas subterrâneas por aterros sanitários, devido a sua baixa concentração nos lixiviados e porque sofrem um forte processo de atenuação por sorção e precipitação (CHRISTENSEN et al., 2001). As baixas concentrações de metais na água subterrânea contaminada por lixiviado de aterros são confirmadas por experimentos de campo como os de Lopes et al. (2012), Fatta, Papadopoulos e Loizidou (1999).

As características do solo local e as relações solo-contaminantes possuem grande relevância na atenuação da contaminação do freático. Sales (2011) avaliou água subterrânea de um lixão localizado em São Francisco de Itabapoana-RJ. A área encontrava-se desativada há cerca de 10 anos e foi constatado que a água subterrânea dos poços de monitoramento não apresentavam grandes variações em relação ao poço de referência, evidenciando a eficiência da camada de argila natural de baixa permeabilidade encontrada durante a perfuração dos mesmos como barreira de proteção para água subterrânea.

Morita e Wendland (2019) estudaram água subterrânea de poços de monitoramento do lixão de São Carlos, onde os solos na área do lixão se enquadram em dois grupos: latossolo vermelho-amarelo, na área de deposição dos resíduos, e areias quartzosas profundas, na região logo adjacente. Os valores de condutividade hidráulica (entre 10^{-4} e $10^{-6} \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$), a granulometria do local (areias finas a médias) e o baixo poder de troca catiônica associado ao solo encontrado levam a uma teórica alta vulnerabilidade do local à contaminação. O estudo analisou a concentração de Nitrogênio total, Cl, DQO, Pb, Mn, Fe, Cd e Co, condutividade elétrica, pH e alcalinidade da água local. Com base nos dados coletados, parece haver indícios de atenuação dos contaminantes pela formação geológica - apesar de sua baixa capacidade teórica. No entanto, o autor não descarta a possibilidade de

direcionamento da pluma para regiões não amostradas, levando a uma falsa percepção do impacto gerado.

Mondelli, Giacheti e Hamada (2016) realizaram o monitoramento ambiental das águas subterrâneas do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, São Paulo. O solo local é caracterizado como areia fina a média argilosa, com valores de coeficiente de permeabilidade variando entre 10^{-7} e 10^{-6} m.s⁻¹ e entre 10^{-8} e 10^{-9} m.s⁻¹, quando compactado. Os autores detectaram a influência dos resíduos no aquífero, porém os valores de cloreto e nitrogênio amoniacal observados podem ser considerados baixos ou normais para a maioria dos poços, quando comparados com os elevados níveis desses contaminantes tipicamente apresentados pelo lixiviado. A concentração máxima do cloreto medida fora inferior a 140 mg.L⁻¹ e a de NH₄⁺ de aproximadamente 1,7 mg.L⁻¹ em medições pontuais, pois a maioria dos valores não foram superiores ao padrão de potabilidade (1,5 mg.L⁻¹). Por outro lado, a condutividade elétrica apresentou valores máximos de aproximadamente 660 mS.cm⁻¹, concentração superior a esperada para o aquífero (entre 100 e 280 mS.cm⁻¹). As águas subterrâneas do aterro de Bauru foram monitoradas ao longo de 15 anos e demonstraram por meio do decaimento da concentração dos compostos orgânicos como DQO, DBO e COT, e de determinados compostos químicos como alumínio, ferro, sódio e potássio que a contaminação do aterro está em processo de atenuação natural (FARIA e MONDELLI, 2020). As variações observadas pelos autores evidenciam a influência da idade do aterro nas concentrações de contaminante medidas nas águas subterrâneas.

A tabela 2 apresenta as máximas concentrações medidas de Cloreto e Nitrogênio amoniacal em água subterrânea em alguns estudos realizados em poços de monitoramento de áreas utilizadas para deposição de resíduos sólidos. Observa-se uma ampla diferença entre as concentrações observadas por cada autor. Essa diferença ocorre devido a diversos fatores particulares de cada local de estudo como: composição dos resíduos locais e do lixiviado, características do solo, idade do aterro, entre outros.

Tabela 2 - Valores de referência de concentração de cloreto e nitrogênio amoniacal

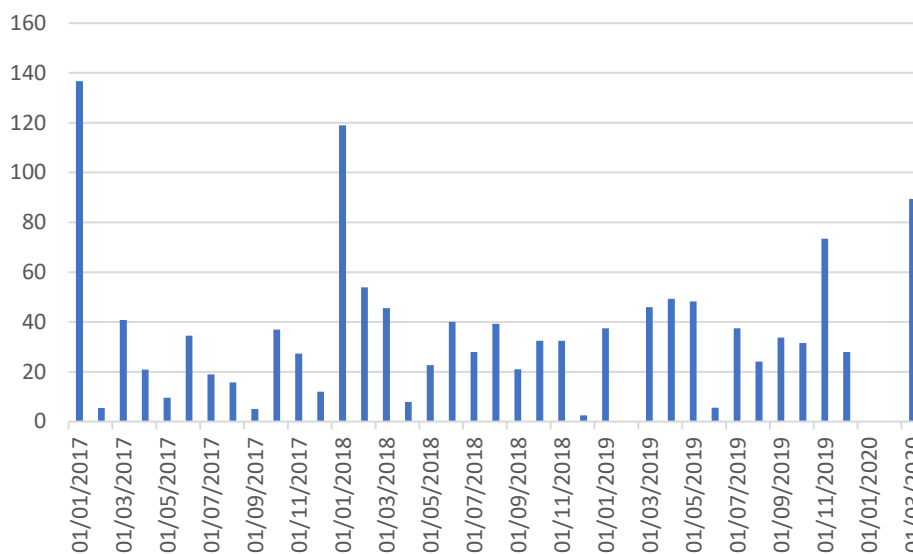
Estudo	Cl⁻ (mg.L⁻¹)	NH₄⁺ (mg.L⁻¹)
Fatta ,Papadopoulos e Loizidou (1999)	1024	67
Lima (2003)	6700	37,8
Ritter et al. (2006)	970	250
Sales (2011)	840	<0,05
Shinzato (2014)	235	81
Mondelli, Giacheti e Hamada (2016)	~130	~1,7
Engelmann et al.(2017)	166	0,4
Morita e Wendland (2019)	105	46

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Caracterização do local de estudo – dados históricos

A área de estudo da pesquisa é um lixão, localizado em um município da Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro, a cerca de 60 km da capital. O clima local é ameno, devido a serra do Mar, com temperatura média de 25° C. Apresenta precipitação mais elevada no verão, como é possível observar na figura 5. Os meses de janeiro de 2017 e 2018 evidenciam volume de precipitação consideravelmente superior aos demais. Os meses de janeiro e fevereiro de 2020 não possuem dados pluviométricos registrados, entretanto, observa-se elevada precipitação nos meses adjacentes.

Figura 5 - Precipitação mensal medida nos anos de 2017 a 2020



Fonte: SNIRH, 2020.

O lixão foi operado por mais de 25 anos (SEA, 2009) e foi desativado em março de 2013. O vazadouro recebia cerca de 100 toneladas de resíduos diariamente (SEA, 2009).

O depósito está situado em uma região aparentemente rural, possui acesso por meio de uma estrada de terra, ao longo da qual, atualmente, é possível se observar loteamentos e a presença de alguns condomínios residenciais, a distâncias em torno de 1,5 km. A propriedade localizada em frente ao local de estudo encontra-se murada e possivelmente trata-se de uma propriedade privada de acordo com as imagens de satélite apresentadas.

O lixão é formado por duas áreas de disposição de resíduos: Maciço 1 e Maciço 2, e possui 3 lagoas de acúmulo de lixiviado conforme apresentado na figura 6.

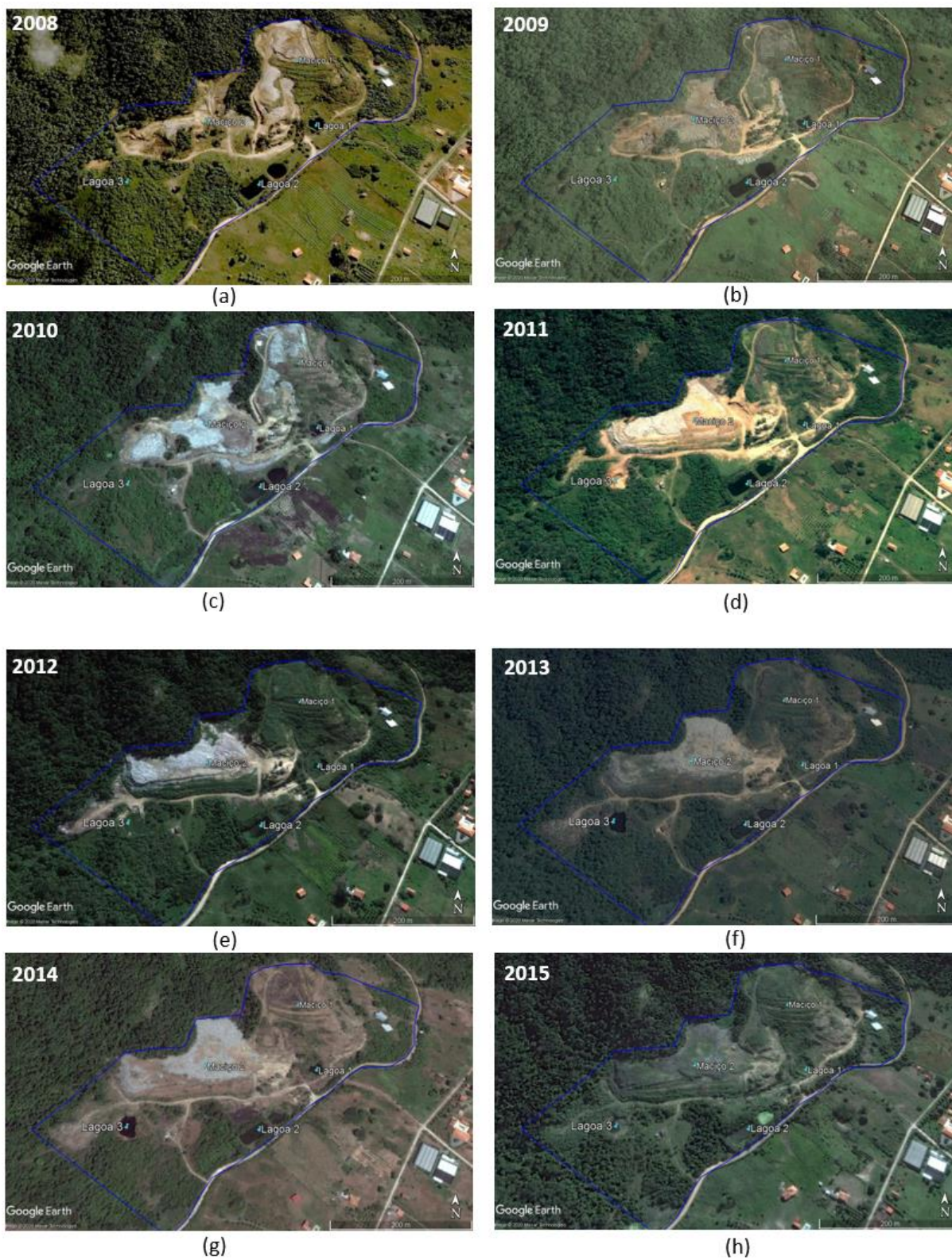
Figura 6 - Localização das pilhas de acúmulo de resíduos e das lagoas.

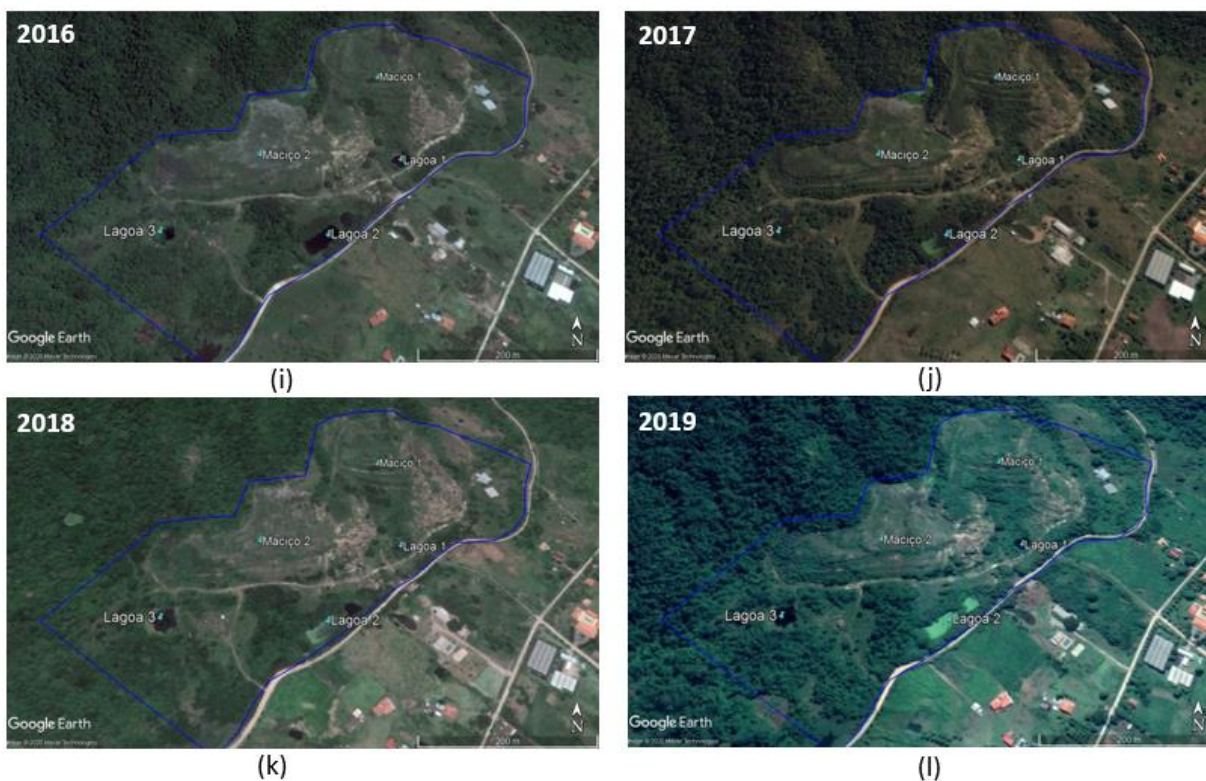


Fonte: Goggle Earth

A análise do histórico do local é fundamental para a compreensão da dinâmica da área e para corroborar com a análise dos resultados. Entender a localização dos resíduos dispostos nos primeiros anos de operação e os mais recentes, o período em que o lixão de fato encerrou suas atividades e em que os resíduos deixaram de estar expostos é de grande valia para o estudo. Sendo assim a figura 7 (A a L) apresenta o histórico de imagens locais disponíveis no Google Earth, com início em agosto de 2008.

Figura 7 - Histórico de imagens do local de estudo (2008-2019).





Fonte: Goggle Earth

É possível observar que a cobertura do maciço 1 de resíduos (mais antigo), localizado a direita das imagens, ocorre aparentemente em 2011, ou seja, ele encerra suas atividades entre 2010 e 2011. O maciço 2 opera até o lixão cessar sua operação, e apesar do encerramento das atividades documentado em 2013, as imagens evidenciam grande quantidade de resíduos expostos até 2015, quando é possível observá-lo praticamente coberto pela vegetação, que se torna mais densa nos anos seguintes, até a conformação atual. A série histórica evidencia também que houve pouca alteração na quantidade de construções na fronteira imediata e nas proximidades do lixão nos últimos 12 anos.

As imagens mais recentes evidenciam que, atualmente a área não possui características evidentes que indiquem a presença de um antigo lixão no local, visto que a vegetação cobriu ambos os maciços de resíduos. Essa característica requer atenção pois historicamente quando os locais não evidenciam a deposição de resíduos podem se tornar propícios para algum tipo de ocupação irregular, caso não haja controle dos órgãos responsáveis.

O histórico também evidencia que a Lagoa 3 é mais recente do que as demais e que o acúmulo de água no local não ocorre de forma natural. Sua construção fica

evidente nas imagens no ano de 2011 e no ano seguinte, quando se observa a deposição de lixiviado para a mesma.

Em setembro de 2009, foi realizado um estudo preliminar visando a elaboração de um projeto de remediação da área. De acordo com o relatório obtido (SEA, 2009), nessa época, o lixão encontrava-se em operação há aproximadamente 25 anos. A seguir, são apresentados os resultados das análises de caracterização do solo local e da massa de resíduos sólidos aterrada na área do vazadouro.

No referido estudo, foram executados 11 furos de sondagem à percussão (SPT), para a análise dos solos. A figura 8 demonstra as respectivas localizações.

Figura 8 - Localização dos pontos de sondagens realizados no estudo em 2009.



Fonte: Goggle Earth

Ressalta-se que os pontos de SPT 02 a SPT 06 foram realizados dentro da massa de resíduos. O ponto SPT 07 encontra-se próximo a Lagoa 02, e o SPT 01 próximo a Lagoa 01 e ao PM 02 do presente estudo. O estudo pontua que fora detectado gás confinado no SPT 02.

De acordo com o relatório, a área apresenta predominância de solos do tipo Cambissolo textura argilosa e média fase não rochosa e rochosa relevo montanhoso, além de solos do tipo Latossolo Vermelho – Amarelo textura argilosa (SEA, 2009). A caracterização do solo por furo de sondagem é apresentada no Anexo D.

O solo do SPT 01 é caracterizado como areia pouco argilosa até a profundidade de 3,3m, e argila arenosa plástica até 4,9m. A partir de 4,90m é descrito como alteração de rocha areno-siltosa até 5,85m quando a sondagem é interrompida. O SPT 02 é retratado como silte-arenoso até 3m quando é referida uma camada de lixo. Em seguida, as características descritas são de argila siltosa e arenosa (plástica) até a profundidade de 8,70m quando ocorre alteração de rocha areno-siltosa até 8,96 quando a sondagem é interrompida. O SPT 03 apresenta três pontos de sondagem com profundidades máximas de 1,28m, 1,19m e 1,48m com solos apresentados como silte-arenosos. Esses dados sugerem solo impenetrável em maiores profundidades na região. O mesmo ocorre nos pontos do SPT 05 que apresentam profundidades máximas de 0,26m, 0,85m e 0,25m. Nesse local, o solo é caracterizado como areia média siltosa e silte arenoso nas camadas superiores às alterações rochosas descritas. Na localização do SPT 04, o solo é caracterizado como silte-arenoso até 3,90m e argila arenosa até 5,70 quando é relatada a ocorrência de silte arenoso até 6,90m. Nessa profundidade, se identifica alteração de rocha areno-siltosa até 8,05 quando a sondagem é interrompida. Nesse furo de sondagem, é relatada a presença de lixo mistura com solo até 4,9m. O solo do SPT 06 é dito como silte arenoso e argiloso com presença de entulho. Na profundidade de 3,7m, é descrito o início de alteração rochosa silto-arenosa até 6,10m e areno-siltosa até 6,42m, limite da perfuração. O SPT 07 apresenta argila arenosa plástica em sua extensão até 2,40m quando é retradado o início da alteração de rocha silto-arenosa, observada até o limite da sondagem em 6,05m.

A fim de analisar os resíduos aterrados no local, o estudo considerou três pontos de amostragem do vazadouro. As amostras coletadas foram enviadas para análise no Laboratório da COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana, IGP – Gerência de Pesquisas Aplicadas. O relatório (SEA, 2009) indicou a presença de lixo submetido a um longo período de decomposição, outro submetido a um baixo processo de decomposição e um resíduo com idade intermediária aos supracitados.

Os resultados evidenciam que a deposição dos resíduos e que a formação das pilhas ocorreu primeiramente na região do maciço 01.

Os resultados apresentaram baixo teor de matéria orgânica nos pontos analisados, sendo mais elevados no lixo mais novo, com percentual de 10,7%. A variação de pH dos resíduos é próxima a neutralidade nos resíduos mais antigos e apresenta maior acidez nos mais novos. Parte dos resíduos sólidos se encontram mineralizados. Os percentuais de resíduos minerais insolúveis são maiores nos resíduos mais antigos indicando que o mesmo fora submetido a um longo processo de decomposição.

3.2. Instalação dos poços de monitoramento

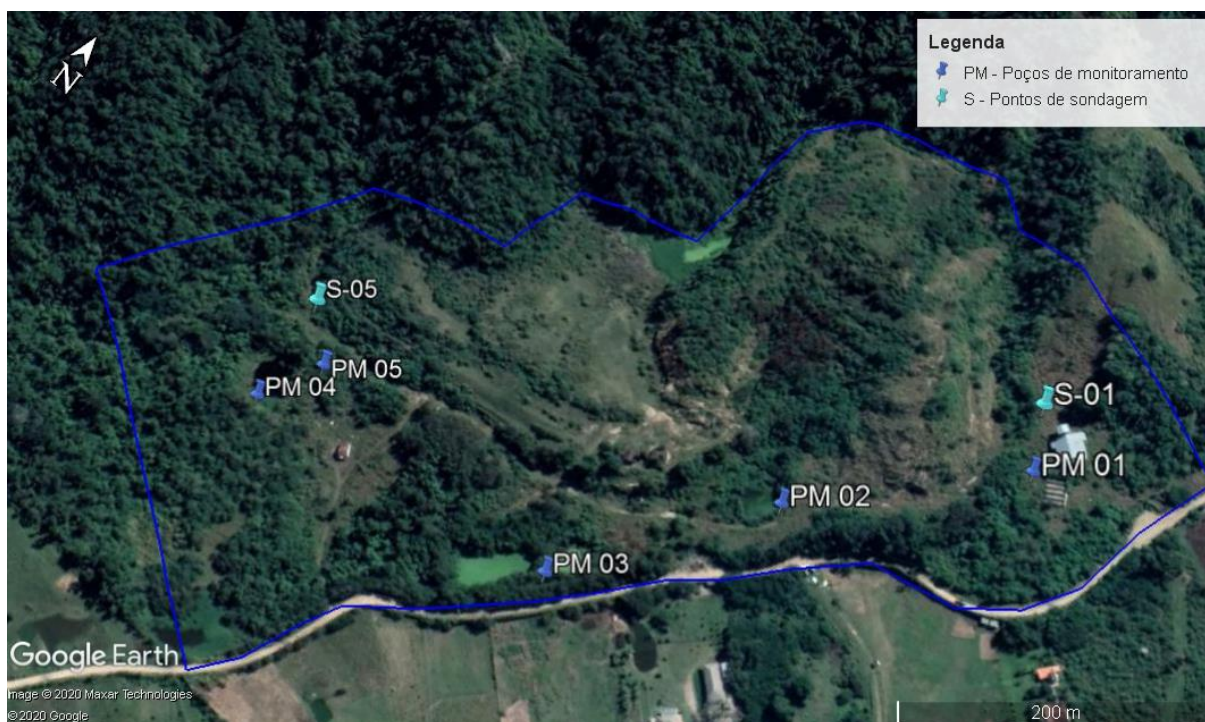
No âmbito do presente trabalho, foram instalados cinco poços de monitoramento na área do lixão. Buscou-se realizar a instalação de um poço a montante do lixão (PM 01) sem sofrer influência do mesmo, com o objetivo de obter uma caracterização da água subterrânea e do solo em profundidade não contaminados (valores de referência).

Os demais poços foram localizados próximos às lagoas de acúmulo de lixiviado e seguindo o fluxo esperado de escoamento do local a fim de avaliar o possível avanço da pluma de contaminação. Desta forma, foram instalados 3 poços nas proximidades das lagoas: PM 02, PM 03 e PM 04. O PM 05 foi instalado em uma região a jusante do maciço mais novo, onde foi identificado afloramento de lixiviado na estação mais chuvosa, indicando possível fluxo de escoamento na direção do local. Além disso, sondagens realizadas no estudo de setembro de 2009 relataram a presença de bolsões de lixiviado próximo a região, no furo SPT 06. Por fim, foram instalados 5 poços de monitoramento de águas subterrâneas localizados conforme demonstra a figura 9.

Os poços de monitoramento foram construídos de acordo com a NBR 15495 (ABNT, 2007). Durante a instalação dos poços com trado manual, realizadas nos dias 16 e 17 de outubro e 04 de novembro de 2019, foram retiradas amostras de solo. As amostras foram coletadas nos primeiros 50 cm da perfuração e em seguida a cada

metro perfurado, exceto no PM 04 em que não foi coletada a amostra mais superficial. Ao total, foram obtidas 26 amostras de solo em profundidade conforme demonstrado na tabela 3. Foram realizadas análises de emissão de gases em campo nos solos mais superficiais, de 50 cm de profundidade, utilizando um fotoionizador portátil da modelo Mini RAE 2000.

Figura 9 - Área do lixão estudado e as localizações das sondagens.



Fonte: Google Earth

Em dois pontos de sondagem (S01 e S05), foi detectada rocha impenetrável a aproximadamente 2,5 m e 2 m de profundidade respectivamente, impossibilitando assim a instalação de poços de monitoramento de água subterrânea. Os pontos foram então realocados (PM 01 e PM 05) como demonstra a figura 9.

Tabela 3 - Relação das amostras de solo em profundidade coletada

Profundidade	PM 01	PM 02	PM 03	PM 04	PM 05	S 01	S 05
0,5	✓	✓	✓		✓	✓	✓
1	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
1,5	✓				✓	✓	✓
2	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
2,5	✓						
3		✓	✓				

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos e vedadas imediatamente para evitar a perda de umidade e o contato com o ar conforme demonstra a figura 10.

Figura 10 - Amostras de solo em profundidade.



Fonte: O autor (2019)

As figuras 11 e 12 retratam o processo de instalação dos poços de monitoramento. Após a perfuração, para a instalação do poço de monitoramento é inserido um tubo PVC com “ranhuras” nas maiores profundidades (2m com ranhura e 2m liso). Ao redor dos tubos, é depositado um pré-filtro para realização de uma primeira filtração e impedir a entrada de sedimentos nos poços. Em seguida é

instalada a camada de concreto ao redor da “tampa” com a finalidade de preservar o ponto de coleta e assim possibilitar novas retiradas de material.

Figura 11 - Perfuração do poço (a) e instalação do PVC no poço de monitoramento (b).



(a)



(b)

Fonte: O autor (2019)

Figura 12 - Aplicação do pré-filtro (a) e o poço de monitoramento finalizado (b).



(a)



(b)

Fonte: O autor (2019)

3.3. Coleta das amostras de água subterrânea e superficial

Nos dias 04 e 05 de fevereiro de 2020, foram realizadas as coletas de água subterrânea dos poços de monitoramento. Esse procedimento consiste em esgotar o poço, ou seja, retirada total da água do local, e no dia seguinte, após sua recarga, a realização da coleta de água com o auxílio de um *bailer* conforme apresentado na figura 13.

Figura 13 - Procedimento de retirada de água do poço de monitoramento com auxílio de uma bailer.



Fonte: O autor (2019)

As coletas de amostra das lagoas de acúmulo de lixiviado foram realizadas em dois momentos, em agosto de 2019 e fevereiro de 2020. A coleta foi realizada com o auxílio de um balde amarrado à uma corda, de acordo com a NBR 9898 (ABNT, 1987) e conforme apresentado na figura 14. Em seguida, com o auxílio de um funil, o efluente foi transferido para um recipiente com tampa a fim de preservar suas características até o momento da análise laboratorial.

O presente estudo objetivava a realização de mais duas campanhas de coleta de águas subterrâneas e superficiais em maio e agosto de 2020, a fim de monitorar a área ao longo do ano hidrológico porém, devido ao cenário pandêmico vivido a partir de março do referido ano, essas coletas não foram realizadas.

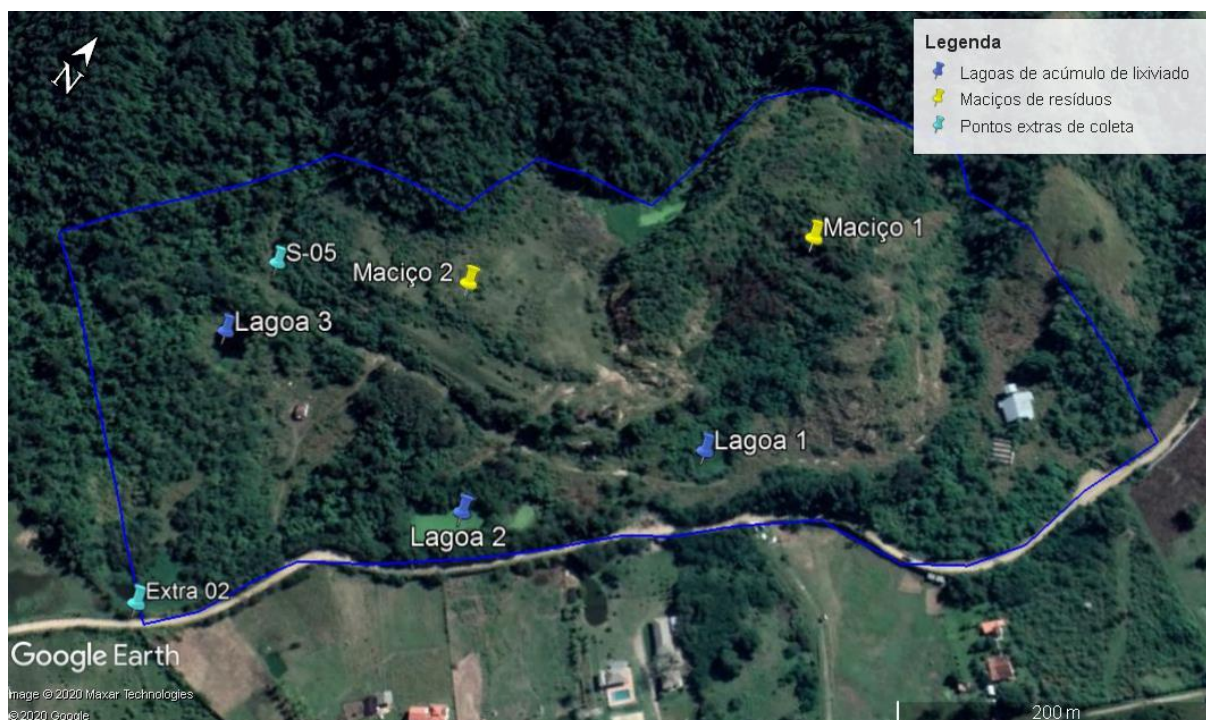
Figura 14 - Coleta de águas superficiais.



Fonte: O autor (2019)

Conforme mencionado anteriormente, durante a visita de agosto de 2019, quando fora realizada a primeira coleta de águas superficiais, foram identificados pontos de alagamento que sugeriam o afloramento de lixiviado. Sendo assim, se julgou oportuna a coleta e análise desse efluente em dois pontos, S 05 e Extra 02, conforme apresentado na figura 15.

Figura 15 - Localização dos pontos extras de coleta de água.



Fonte: Google earth

3.4. Preparo e análise da contaminação das amostras em laboratório

As amostras de solo foram preparadas em duas etapas e todos os procedimentos foram realizados em triplicata. Na primeira etapa, foi realizado o procedimento para determinação do teor de umidade do solo de acordo com a NBR 6.457 (ABNT, 2016).

Na segunda etapa, foi realizado o processo de lixiviação dos contaminantes do solo. Pires, (2007), Du et al (2005) e Regardio (2011) realizam análises de contaminantes no solo utilizando procedimentos semelhantes de lixiviação, que consistem no preparo de uma solução aquosa solo-água com o objetivo de lixiviar os contaminantes disponíveis do solo. Em seguida a solução é filtrada e as análises são realizadas na fração líquida. O procedimento do presente estudo foi realizado pesando o equivalente a 20 g de solo seco e adicionando 100 mL de água destilada e deionizada. Esses valores representam uma razão de solo e água de 1:5. A solução obtida é agitada por 24 horas, em seguida é colocada na centrífuga por 30 minutos a

2500 rpm e filtrada a vácuo em membranas de 0,45mm e 0,7mm. A figura 16 apresenta a solução obtida após a última etapa de preparo das amostras de solo para análise dos contaminantes.

Figura 16 - Solução lixiviada das amostras de solo



Fonte: O autor (2019)

As análises das soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade coletas foram realizadas no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) da UERJ. Os métodos utilizados para a determinação dos elementos químicos estão descritos na tabela 4 e estão de acordo com as metodologias descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Após a determinação das concentrações nas amostras preparadas, as concentrações reais do líquido intersticial foram obtidas pela multiplicação do fator de diluição conforme descrito por Pires (2007) e Zhan et al. (2014).

Tabela 4 - Métodos utilizados para determinação de parâmetros físico-químicos nas amostras de solo em profundidade

Parâmetro	Método
Cloreto	Argentométrico (SM 4500-CI- B)
NH ₄ ⁺	Eletrodo seletivo de amônia (SM 4500 – NH ₃ D)
COT	Oxidação catalítica por combustão

Ressalta-se que foram coletadas amostras com o objetivo de analisar a presença de metais no solo, porém a realização das referidas análises não foi possível devido a pandemia do novo coronavírus.

As análises físico-químicas das águas subterrâneas e superficiais coletadas foram realizadas no Laboratório de Saneamento e Saúde Ambiental da ENSP/Fiocruz, de acordo com metodologias descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Os métodos utilizados estão descritos na tabela 5.

Tabela 5 - Métodos e equipamentos utilizados para determinação dos parâmetros físico-químicos nas amostras de água e efluentes

Parâmetro	Método
Cloreto	Argentométrico
NH ₄ ⁺	Eletrodo seletivo de amônia
COT	Oxidação por combustão
Condutividade	Sonda multiparâmetro
Salinidade	Sonda multiparâmetro
pH	Potenciometria

3.5. Sentido de fluxo das águas subterrâneas

A determinação da potenciometria local foi calculada com o objetivo de obter um sentido preferencial de fluxo da água subterrânea nestas áreas. O cálculo baseou-se no posicionamento planimétrico dos poços de monitoramento, em suas cotas altimétricas e nos níveis d'água medidos nos poços de monitoramento instalados no presente estudo. A carga hidráulica foi determinada pela diferença entre a cota altimétrica dos poços e os níveis d'água. Ressalta-se que a elaboração do mapa potenciométrico foi realizada por uma empresa contratada.

4. RESULTADOS

4.1. Observações em campo

A primeira etapa do estudo da área foi uma visita de campo para reconhecimento visual da área. O terreno do lixão encontra-se cercado, porém não há fiscalização a fim de evitar o acesso de pessoas e animais ao local. Durante algumas visitas realizadas, foi observada a presença de pessoas e animais no terreno.

A massa de resíduos fora coberta com solo e encontra-se sobreposta pela vegetação local, após 6 anos de encerramento das atividades. Aparentemente a vegetação local é espontânea, pois não houve projeto de revegetação. A observação visual do local, de uma maneira geral, não evidencia seu funcionamento como lixão no passado. A figura 17 (a e b) demonstra a diferença entre o impacto visual causado pelo lixão quando ainda estava em operação e a aparência da região atualmente.

Figura 17 - Imagens do lixão em operação em 2009 (a) e após o encerramento em 2019 (b).



Fonte: SEA (2009) e autor (2019)

Apesar da não exposição aparente de resíduos, em regiões no topo do maciço 2, devido a cobertura ineficiente e ação erosiva, é possível observar o afloramento dos resíduos, como demonstra a figura 18. Em alguns pontos da área do lixão

observa-se a presença de resíduos como televisões, pneus e garrafas, devido a atuação de carroceiros clandestinos.

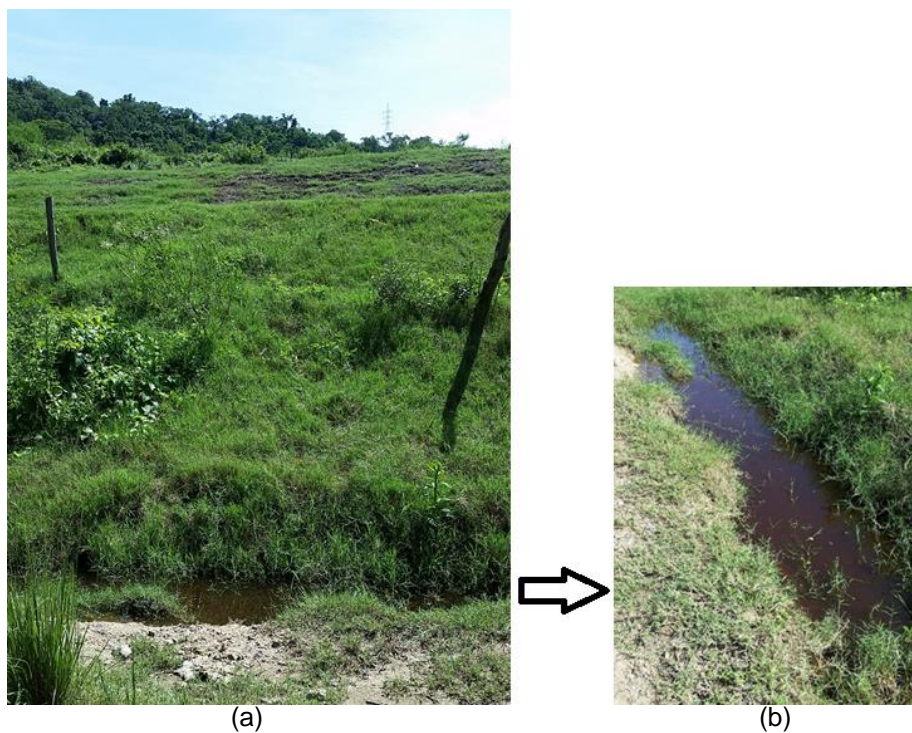
Figura 18 - Afloramento de resíduos no topo do maciço 2



Fonte: O autor (2019)

A primeira visita foi realizada em 25 de março de 2019 e, devido à época de chuvas, foi possível observar afloramento de lixiviado em diversos pontos na base do maciço de resíduos, conforme representado pela figura 19 (a e b). Durante a coleta de águas subterrâneas, realizadas em fevereiro de 2020, foram novamente identificados pontos de afloramento de lixiviado na área do lixão.

Figura 19 - Pontos de afloramento de lixiviado na base dos taludes



Fonte: O autor (2019)

Nas visitas realizadas em outubro de 2019, após um período em que historicamente a ocorrência de chuva é menor, alguns pontos onde previamente havia sido observado o afloramento de lixiviado encontravam-se secos, conforme apresentado na figura 20.

Figura 20 - Ponto de afloramento de lixiviado na estação chuvosa, em março de 2019 (a) e na estação seca, em outubro de 2019 (b).



(a)



(b)

Fonte: O autor (2019)

4.2. Caracterização do solo

Os perfis de sondagem dos poços são apresentados no anexo A de acordo com a caracterização tátil-visual realizada durante as sondagens. O poço de monitoramento PM 01 possui solo com características de areia argilosa de coloração marrom até a profundidade de 1 metro, argila arenosa marrom de 1m a 2m e areia argilosa de coloração cinza a partir de 2m de profundidade até o solo impenetrável localizado a 4,2 metros da superfície.

O PM 02 apresentou argila arenosa em toda sua extensão até a profundidade de 4m, quando foi encontrado solo impenetrável.

No PM 03, o solo local se caracteriza como argila siltosa de coloração marrom até a profundidade de 3 metros e como argila arenosa de coloração cinza, a partir dessa profundidade. Nesse poço a sondagem foi interrompida após a perfuração de

1 metro abaixo do nível inicial das águas subterrâneas a fim de não comprometer a qualidade do poço de monitoramento a ser instalado, visto que caso a profundidade excedesse o limite do filtro instalado, a qualidade da água dos poços poderia ser comprometida.

O PM 04 apresentou solo argilo arenoso de coloração marrom até a profundidade de 2 metros e argila siltosa de coloração cinza de 2m a 2,5m onde foi identificado solo impenetrável e a sondagem foi interrompida.

Foi constatado que o PM 05 apresenta solo argilo arenoso de coloração marrom até a profundidade de 0,5m, areia siltosa de coloração marrom entre 0,5 e 1 metro, areia argilosa entre 1 e 1,5m, e solo arenoso a partir de 2 metros até a profundidade de 2,8m, onde a sondagem foi interrompida por solo impenetrável.

Nos pontos S 01 e S 05, a sondagem foi interrompida por solo impenetrável sem a detecção de água subterrânea nas profundidades de 2m e 1,5m, respectivamente. Nesses pontos, não foi realizada a identificação do solo local. Ressalta-se que o ponto S 05 está localizado a aproximadamente 30 metros de uma das sondagens apresentada no estudo anterior (SPT 06), cuja caracterização do solo foi descrita como silte arenoso até a profundidade de 3,7m, alteração de rocha silto arenosa entre 3,7m e 6,1m, e alteração de rocha areno siltosa entre 6,1m e 6,4m.

4.3. Águas subterrâneas

4.3.1. Níveis do lençol freático

Os níveis das águas subterrâneas identificados variaram entre 2 e 3 metros de profundidade, na data da perfuração dos poços, conforme indicado na tabela 6. Na primeira campanha de coleta de água subterrânea, realizada em fevereiro de 2020, os níveis de água apresentaram profundidades entre 3,82m e 1,03m. Em todos os poços de monitoramento foi observado a elevação do nível de água entre novembro e fevereiro, exceto no PM 03. Esse resultado é esperado devido a diferença de precipitação apresentada na figura 5.

Tabela 6 - Níveis das águas subterrâneas nos poços de monitoramento

Poço de monitoramento	Profundidade dos poços (m)	Cota de boca (m)	Nível d'água nov/19 (m)	Nível d'água fev/20 (m)	
PM 01	4,2	47,8	2,5	1,9	↑
PM 02	4,0	44,7	3,0	1,8	↑
PM 03	4,3	38,8	3,0	3,8	↓
PM 04	2,5	39,2	2,0	1,0	↑
PM 05	2,8	42,5	2,0	1,3	↑

As sondagens S 01 e S 05 foram interrompidas por solo impenetrável antes do nível d'água ser encontrado.

4.3.2. Análises físico-químicas

Os resultados obtidos por meio das análises das águas subterrâneas dos cinco poços de monitoramento instalados estão apresentados na tabela 7. A maior concentração de cloreto (3252 mg.L^{-1}) foi medida na amostra coletada do ponto 03 e a menor (843 mg.L^{-1}) no ponto 01. As concentrações de NH_4^+ nos pontos 01, 03, 04 e 05 demonstraram-se abaixo do limite de detecção do método de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e no PM 02 o valor medido foi de 2 mg.L^{-1} .

A concentração de nitrogênio total varia entre $4,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e 12 mg.L^{-1} e a concentração de nitrogênio como nitrato varia entre 1 mg.L^{-1} e 12 mg.L^{-1} , sendo os maiores valores medidos no PM 03.

As concentrações de carbono orgânico total apresentaram valores entre 40 e 132 mg.L^{-1} , sendo o PM 01 e o PM 02 os pontos de coletas que apresentaram as menores e as maiores concentrações respectivamente.

O PM 01 apresentou valor de condutividade consideravelmente inferior aos demais, $269 \mu\text{S.cm}^{-1}$, enquanto o segundo menor valor de condutividade medido foi no PM 04 $5250 \mu\text{S.cm}^{-1}$. O maior valor medido foi no PM 03 de $9572 \mu\text{S.cm}^{-1}$.

A salinidade das águas subterrâneas apresentou valores entre 0,12 no PM 01, e 5,31 medido no PM 03.

Os valores de pH medidos nas águas subterrâneas obtidas nos poços de monitoramento instalados variam entre 5,6 e 7, sendo o maior valor medido no PM 02.

Tabela 7 - Resultados das análises físico-químicas nas águas subterrâneas

	Cloreto (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Condutividade (μS.cm ⁻¹)	Salinidade	pH	N-Nitrato (mg.L ⁻¹)	N-total (mg.L ⁻¹)
PM 01	843	<0,4	40	269	0,12	7	4	4,7
PM 02	2255	2	132	6734	3,66	5,6	1	9
PM 03	3252	<0,4	66	9572	5,31	6,8	12	12
PM 04	1882	<0,4	88	5250	2,7	6,9	5	7,4
PM 05	2730	<0,4	65	7829	4,3	5,9	3	5,1

4.4. Análise de contaminantes das soluções lixiviadas do solo em profundidade

Nas seções a seguir serão apresentados os resultados das análises realizadas nas soluções lixiviadas do solo para os contaminantes presentes no lixiviado de resíduos selecionados no presente estudo: cloreto, nitrogênio amoniacal e carbono orgânico total.

4.4.1. Cloreto

As concentrações do íon cloreto medidas nas amostras de solo coletadas durante as sondagens estão apresentadas na tabela 8. Ressalta-se que os pontos S 01 e S 05 são locais onde a sondagem fora interrompida por rocha impenetrável, e por isso os poços de monitoramento foram realocados para as localidades do PM 01 e PM 05.

As concentrações medidas de cloreto no PM 01 demonstraram-se abaixo do limite de detecção do método da titulação, sugerindo concentrações nulas no poço de

monitoramento referido. Nos demais poços, os valores medidos variam entre 17 mg.L⁻¹ e 1270 mg.L⁻¹. E as menores concentrações foram medidas no ponto S 01 e o valor máximo no PM 03.

Tabela 8 - Concentrações de cloreto nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade (mg.L⁻¹)

Profundidade (m)	PM 02	PM 03	PM 04	PM 05	S 05	S01
0,5	257	344	-	101	235	91
1	615	787	232	778	328	42
1,5	-	-	-	274	281	35
2	833	1270	158	131	-	17
2,5	-	-	-	-	-	-
3	992	987	-	-	-	-

4.4.2. Nitrogênio Amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal medidas nas amostras de solo em profundidade estão representadas na tabela 9. O valor mínimo detectado foi de 0,2 mg.L⁻¹ nas profundidades de 0,5m, 1m e 1,5m no PM 05, e o máximo de 1,9 mg/L no ponto S 05 na profundidade de 1 metro.

Tabela 9 - Concentrações de nitrogênio amoniacal nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade (mg.L⁻¹)

Profundidade (m)	PM 01	PM 02	PM 03	PM 04	PM 05	S 01	S 05
0,5	0,8	1,1	0,6	-	0,2	0,9	1,5
1	1,0	0,4	1,7	1,0	0,2	0,7	1,9
1,5	0,4	-	-	-	0,2	0,7	0,7
2	0,3	0,7	1,3	1,3	0,4	0,5	-
2,5	0,3	-	-	-	-	-	-
3	-	0,7	1,1	-	-	-	-

4.4.3. Carbono Orgânico Total

As concentrações de carbono orgânico medidas estão apresentadas na tabela 10. Foram observados valores entre 10 mg.L⁻¹ no ponto de sondagem S 01 e 982 mg.L⁻¹, na profundidade de 2 metros do PM 02.

Tabela 10 - Concentrações (mg.L⁻¹) de Carbono Orgânico Total nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade

Profundidade (m)	PM 01	PM 02	PM 03	PM 04	PM 05	S 01	S 05
0,5	239	141	305	-	393	53	151
1	179	14	289	491	63	14	338
1,5	394	-	-	-	53	10	236
2	169	982	70	126	18	12	-
2,5	34	-	-	-	-	-	-
3	-	28	397	-	-	-	-

4.5. Lagoas de acúmulo de lixiviado e água de chuva

As tabelas 11 e 12 apresentam os resultados das análises físico-químicas das lagoas de acúmulo de lixiviado e água de chuva, coletadas em agosto de 2019 e fevereiro de 2020, respectivamente. Nas duas campanhas de coleta as análises indicaram que a lagoa 01 possui as maiores concentrações dos contaminantes estudados, bem como os maiores valores de condutividade. Esse resultado ocorre possivelmente devido a proximidade da lagoa 01 com o maciço de resíduos. O pH das três lagoas apresentou valores entre 8,1 e 9,2 na primeira coleta e 7,2 e 9,8 na segunda.

Tabela 11 - Resultados das análises físico-químicas das lagoas de lixiviado coletadas em agosto de 2019

	Cloreto (mg.L⁻¹)	NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	COT (mg.L⁻¹)	Condutividade (μS.cm⁻¹)	pH	N-Nitrato (mg.L⁻¹)	N-total (mg.L⁻¹)
Lagoa 01	4101	68	285	10452,3	8,7	<1,5	76
Lagoa 02	495	2,5	74	1620,7	8,1	<1,6	6,3
Lagoa 03	750	<0,4	96	2787,2	9,2	<1,7	6,7

Tabela 12 - Resultados das análises físico-químicas das lagoas de lixiviado coletadas em fevereiro de 2020

	Cloreto (mg.L⁻¹)	NH₄ (mg.L⁻¹)	COT (mg.L⁻¹)	Condutividade (μS.cm⁻¹)	pH	N-Nitrato (mg.L⁻¹)	N-total (mg.L⁻¹)
Lagoa 01	2288	18,7	322	8434	8,1	3	22
Lagoa 02	376	1	67	1448	7,2	2	5,2
Lagoa 03	414	<0,4	80	1823	9,8	2	7,4

As lagoas de acúmulo de lixiviado e água superficiais se diferenciam visualmente pela presença ou não de algas em sua superfície conforme representado nas figuras 21, 22 e 23. Ressalta-se que o aparecimento de plantas aquáticas pode ser um indicador do nível de eutrofização do ambiente, e observa-se que a lagoa 3 é a que possui menor quantidade desses organismos.

Figura 21 - Lagoa 01



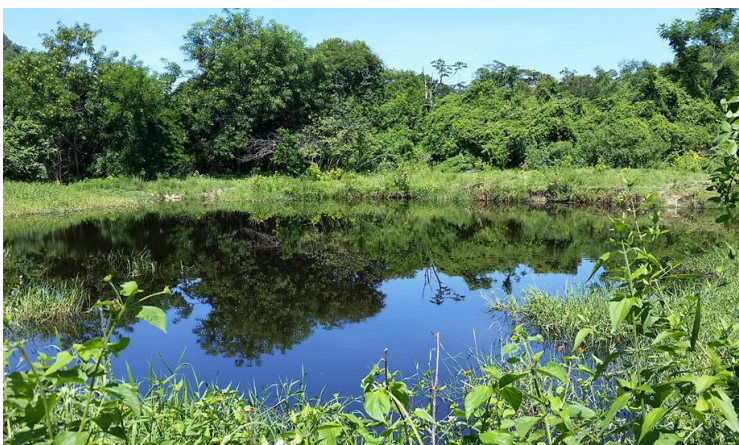
Fonte: O autor (2019)

Figura 22 - Lagoa 02



Fonte: O autor (2019)

Figura 23 - Lagoa 03



Fonte: O autor (2019)

4.6. Pontos extras de coleta

Foram coletados líquidos aflorantes em dois pontos onde julgou se tratar de afloramento de lixiviado conforme representado na figura 15. Os resultados obtidos na análise físico-química desses efluentes estão representados na tabela 13. Observa-se que ambos apresentaram elevadas concentrações de cloreto, COT e condutividades e que os valores do ponto S 05 são muito superiores aos do ponto extra.

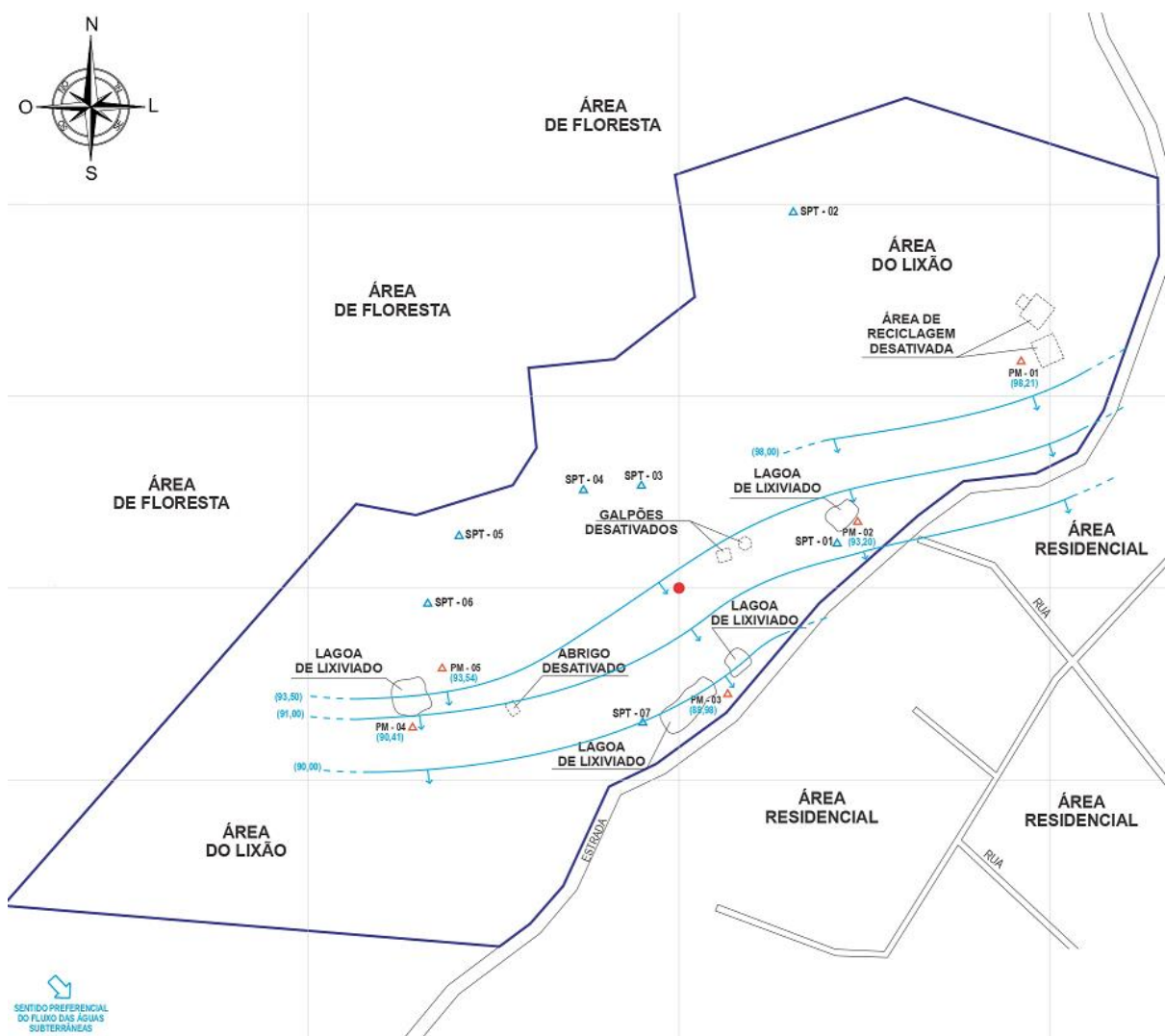
Tabela 13 - Resultados das análises físico-químicas dos pontos extras de coleta

	Cloreto (mg.L⁻¹)	NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	COT (mg.L⁻¹)	Condutividade (μS.cm⁻¹)	pH	N-Nitrato (mg.L⁻¹)	N-total (mg.L⁻¹)
S 05	3920	0,5	441	10856,5	8,5	46	59
Extra 02	1422	0,5	172	4225,7	8,7	<1,5	7,2

4.7. Mapa Potenciométrico

A tendência das curvas potenciométricas é acompanhar a configuração da topografia, mostrando um fluxo das porções mais elevadas para as regiões de menor elevação. O mapa potenciométrico apresentado na figura 24 demonstra os fluxos de água subterrânea inferido de acordo com a geomorfologia local e dos dados de topografia. A água subterrânea apresentou sentido preferencial dos maciços 1 e 2 em direção às lagoas e em direção a área residencial a jusante.

Figura 24 - Mapa potenciométrico



Fonte: Garantia Ambiental, 2020

5. DISCUSSÃO

Os resultados serão discutidos da seguinte forma. Primeiramente é discutida a avaliação do solo local de acordo com os resultados obtidos pelas sondagens e pelo mapa potenciométrico. Em seguida, a discussão será realizada com foco nos parâmetros que foram selecionados para avaliar a possível contaminação da área, considerando suas medições em todas as matrizes avaliadas: solo em profundidade, água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, águas superficiais das lagoas de acúmulo e pontos de afloramento de lixiviado.

5.1. Avaliação do solo local

A fim de facilitar a análise do subsolo local e na tentativa de inferir o topo rochoso impenetrável, foram elaboradas três figuras contemplando as caracterizações de solo obtidas nas sondagens realizadas pelo presente estudo e pelo estudo de 2009. É sabido que a utilização de duas classificações de solo realizadas em campo, por diferentes profissionais e com espaçamento de tempo, pode apresentar algum prejuízo em relação ao rigor das caracterizações. Porém, a correlação entre os estudos foi considerada a melhor forma de compreender o subsolo local com os recursos disponíveis diante da impossibilidade de realização de análises laboratoriais e geofísicas, devido a pandemia vivida em 2020.

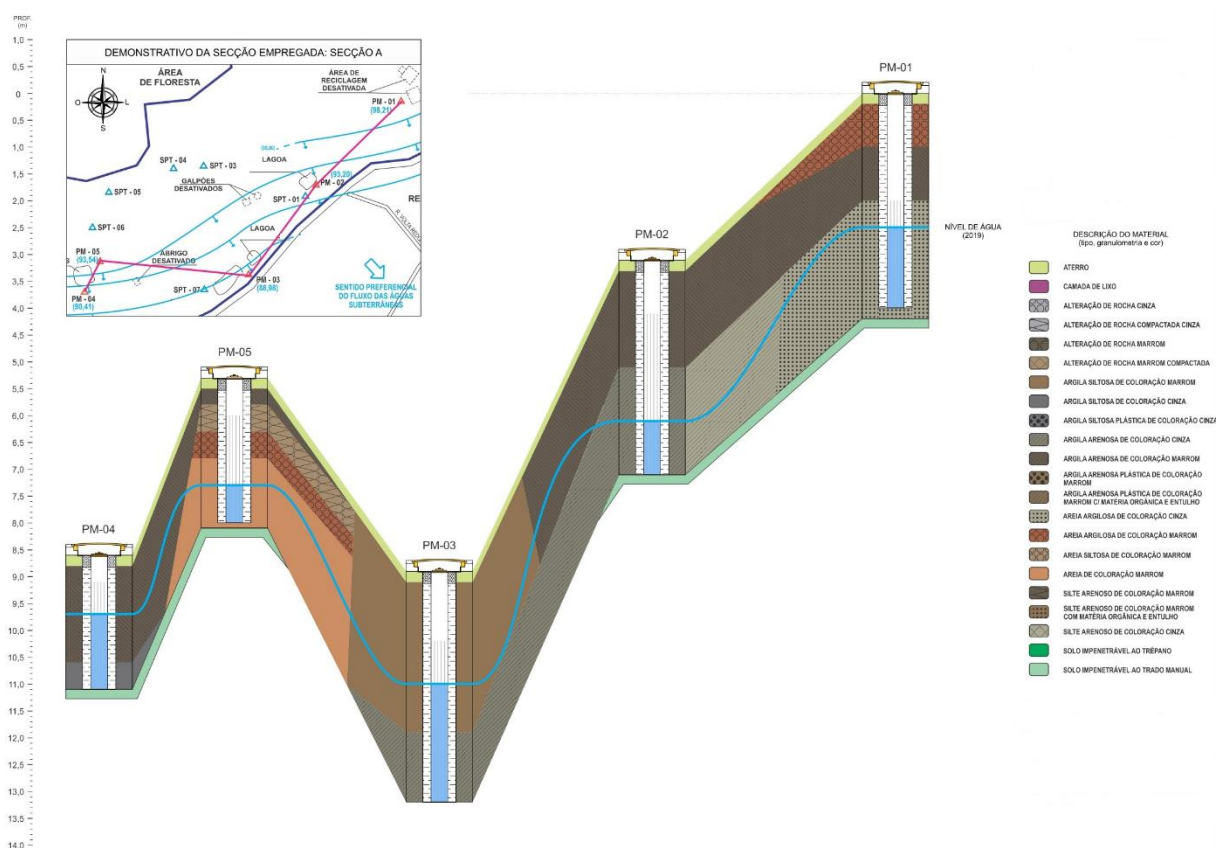
A figura 25 representa a visualização do perfil de todas as sondagens realizadas em 2019. Por meio dela é possível observar que o PM 01 possui cota superior aos demais e que o PM 03 está localizado na região mais baixa da área de estudo. Sendo assim, a figura sugere que o PM 03 pode receber recarga das regiões do PM 01, PM 02 e PM 05, e que a água subterrânea do último pode também fluir na direção do PM 04.

A figura 25 também evidencia as diferentes profundidades em que fora detectado solo impenetrável pela sondagem de trado manual. Essa característica pode influenciar no sentido de escoamento da contaminação visto que a presença de um topo rochoso possivelmente tenderia a impedir a percolação vertical do

contaminante que pode então avançar horizontalmente. Outra característica observada é a presença de solo majoritariamente argiloso na região entre o PM 01 e o PM 03, enquanto o PM 05 apresenta natureza mais arenosa.

Observa-se também que o PM 04 e PM 05 apresentam um possível afloramento rochoso mais próximo da superfície, e que o nível do freático na coleta de outubro de 2019 também era mais superficial do que o dos demais, encontrava-se a 2 metros de profundidade e os outros a 2,5 metros e 3 metros.

Figura 25 - Perfil do subsolo de acordo com os poços de monitoramentos instalados



Fonte: Garantia Ambiental, 2020

Os anexos B e C apresentam seções considerando também as caracterizações realizadas no estudo anterior. O anexo B apresenta uma seção considerando os pontos: PM 02 do presente estudo, SPT 01, SPT 03 e SPT 04 das sondagens anteriores. A figura evidencia as diferentes profundidades em que possivelmente ocorre afloramento rochoso na área de estudo. A alteração de rocha é descrita no SPT 04 a partir da profundidade de 6,9 m, enquanto o SPT 03 é descrita na

profundidade de 0,4 m. O SPT 01 e o PM 02 estão localizados a aproximadamente 20 metros de distância. A análise dos perfis de solo apresentados indica que o solo dessa região é majoritariamente argilo-arenoso e sugere uma similaridade na profundidade do afloramento rochoso nessa região, visto que no PM 02 foi detectada solo impenetrável em 4 metros de perfuração enquanto que, no SPT 01, fora possível perfuração até 5,8 metros. Como as sondagens do estudo anterior foram realizadas a percussão e as atuais com trado manual, é possível que a diferença entre as profundidades identificadas seja devido aos métodos utilizados e que o método a percussão consiga maior penetração. Observa-se que, na sondagem do SPT 01, a alteração de rocha é descrita a partir da profundidade de 4,9m. A acentuada diferença de altura do afloramento rochoso, pode ser responsável por caminhos preferenciais de escoamento horizontal do lixiviado local.

O anexo C também ressalta a acentuada variação da altura do afloramento rochoso em outra região da área de estudo tendo o afloramento do SPT 05 em cota muito superior ao identificado nos SPT-06 (considerando alteração rochosa conforme mencionado anteriormente) e nos PM 04 e 05. Os perfis de sondagem dos PM 03 e o SPT 07, localizados ao redor da lagoa de acúmulo de lixiviado 02, indicam que o solo da região varia entre argila siltosa e argila arenosa. A presença de solos com baixa permeabilidade teórica justifica a formação da referida lagoa. Ressalta-se que, nos referidos poços, não fora atingido solo impenetrável sugerindo maior profundidade do afloramento rochoso em relação aos demais poços apresentados.

5.2. Análise dos parâmetros estudados

5.2.1. Condutividade e Salinidade

A condutividade elétrica e a salinidade são valores que se correlacionam visto que a primeira depende da concentração dos íons presentes na água e a segunda é definida pela presença de sais na mesma.

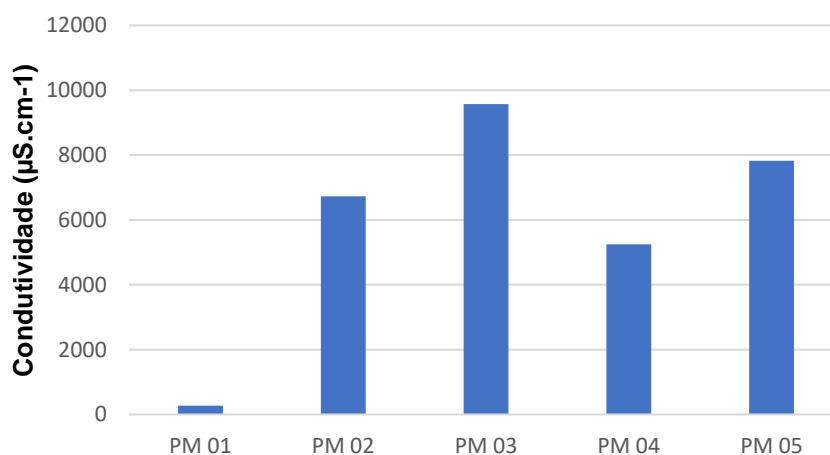
Na coleta de agosto de 2019, a condutividade medida na Lagoa 01 foi acima de 10 mil $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ enquanto as demais lagoas apresentaram valores de

aproximadamente $1600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $2700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Em fevereiro de 2020 foi observada a redução das condutividades medidas nas lagoas: $8434 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $1448 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $1823 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ respectivamente. Os valores sugerem que a Lagoa 01 é a que sofre maior influência da deposição de resíduos na área.

A condutividade medida no líquido aflorante, ponto extra de coleta S 05, foi $10856 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. O valor dá indícios de que o efluente em questão é lixiviado dos resíduos locais, visto que a faixa mais provável no lixiviado brasileiro descrita por Souto e Povinelli (2007) é de $2950 - 17660 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

A condutividade elétrica medida nas águas subterrâneas coletadas na área de estudo estão apresentadas na figura 26. Observa-se que o valor medido para o PM 01 é consideravelmente inferior aos demais. O PM 04, que apresenta a segunda menor condutividade, possui valor quase 20 vezes superior ao primeiro. Esses resultados estão de acordo com os valores medidos para o íon cloreto (que será discutido posteriormente) e indicam a contaminação da água subterrânea pelo lixiviado de resíduos. Além do cloreto, íons como sódio, potássio, cálcio e magnésio, encontrados em elevadas concentrações em lixiviados, como demonstra Kjeldsen et al. (2002), também contribuem para a condutividade elétrica elevada. A análise desses íons inicialmente fazia parte do escopo da presente pesquisa porém não fora possível devido ao fechamento das instituições de pesquisa em consequência da pandemia do novo corona vírus.

Figura 26 - Condutividade medida na água subterrânea



Engelmann et al. (2017) pontua que a elevação da condutividade é um indício de contaminação. Lima (2003) observa baixos valores de condutividade a montante do lixão estudado e elevados a jusante, com valores mais elevados medidos na maior proximidade do depósito. De acordo com o relatório de qualidade das águas (CETESB, 2019) níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, em geral, indicam ambientes impactados. Portanto, todas as amostras de água subterrânea analisadas pelo presente estudo apresentam condutividade acima do recomendado e possível influência do depósito de resíduos.

A Condutividade máxima medida por Mondelli (2008) na área de um lixão foi de $584 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, no mês de agosto, em um solo caracterizado como areia argilosa. Morita e Wendland (2019) encontraram valor máximo de $1195 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e Shinzato (2014) de $2084 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Observa-se que os valores encontrados no presente estudo são consideravelmente superiores aos descritos na literatura.

A resolução CONAMA 357/2005 define águas doces aquelas que possuem salinidade igual ou inferior a 0,5, águas salobras as com salinidade superior a 0,5 e inferior a 30, e águas salinas as que possuem salinidade igual ou superior a 30. A salinidade da água subterrânea apresentada na tabela 7 varia entre 0,12 e 5,31 e indica que apenas a água subterrânea do PM 01 pode ser classificada como água doce de acordo com a referida legislação. As demais devem ser classificadas como salobras. A região de estudo está localizada a aproximadamente 9 km do mar e a 5 km de uma grande lagoa. Portanto é possível que a salinidade da água subterrânea seja natural e advinda de sua localização.

5.2.2. Cloreto

O cloreto é comumente utilizado como traçador da presença de lixiviado devido aos seus altos valores de concentração no efluente e sua não reatividade.

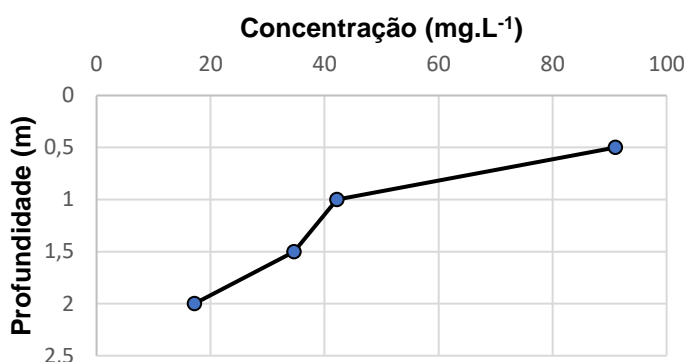
Nas amostras coletadas em agosto de 2019, das lagoas de acúmulo de lixiviado e água de chuva, foram observadas concentrações de cloreto de $4101 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $495 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $750 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente para lagoa 01, 02 e 03, sugerindo maior presença de lixiviado, ou menor diluição na lagoa 01. As concentrações medidas nos

pontos extras de coleta de líquido aflorante foram 3920 mg.L⁻¹ e 1422 mg.L⁻¹ e indicam que o efluente coletado é lixiviado aflorado no solo. Os valores medidos são os esperados para o lixiviado brasileiro e, de acordo com Souto e Povinelli (2007), 72% dos casos estudados de lixiviado brasileiro apresentam concentração de cloreto entre 500 mg.L⁻¹ e 3000 mg.L⁻¹, e 86% entre 500 mg.L⁻¹ e 4000 mg.L⁻¹.

As concentrações de cloreto medidas nas amostras de águas superficiais, coletadas em fevereiro de 2020, 2288 mg.L⁻¹, 376 mg.L⁻¹ e 414 mg.L⁻¹ (L 01, L 02 e L 03 respectivamente) são, em todas as lagoas, inferiores àquelas medidas em agosto. Esse resultado se dá possivelmente devido a diluição das lagoas por águas pluviais, visto que fevereiro é um mês em que, historicamente, os índices pluviométricos são superiores aos de agosto. Ademais, apesar das diferenças nas concentrações medidas, a lagoa 01 permanece sendo a que apresenta os maiores valores e a lagoa 02 os menores, mesma relação da primeira coleta. A CONAMA 357/2005 delimita concentração de Cloreto de 250 mg.L⁻¹ para águas superficiais, portanto todas os valores medidos encontram-se acima do determinado pela legislação.

As concentrações medidas nas soluções lixiviadas do solo em profundidade do PM 01, classificado majoritariamente como areia argilosa, estão abaixo do limite de detecção do método utilizado. Os valores medidos no ponto S 01 estão representados na figura 27. As concentrações encontradas nesse ponto são consideravelmente inferiores às medidas nos demais pontos do presente estudo, tendo valor máximo de 91 mg.L⁻¹ no solo mais superficial. A medida que a profundidade aumenta, a concentração de cloreto do solo diminui, e o valor mínimo de 17 mg.L⁻¹ é observado na profundidade máxima da referida sondagem em 2 metros.

Figura 27 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do S 01



A concentração de cloreto medida na água subterrânea coletada no PM 01 foi inferior a todas as medidas nas demais amostras de água subterrânea. Entretanto, a concentração obtida no referido ponto, localizado a montante da área de disposição de resíduos, foi de 843 mg.L⁻¹, acima do padrão de potabilidade da água, de 250 mg.L⁻¹, de acordo com a portaria de consolidação nº5 do Ministério da Saúde e da CONAMA 396/2008. Comparativamente, o ponto em que foi medida a segunda maior concentração de cloreto, possui valores superiores ao dobro dos obtidos no PM 01.

O mapa potenciométrico indica que o PM 01 pode estar localizado na direção do fluxo de água subterrânea local. Entretanto as visitas de campo e observações visuais realizadas sugerem que a região do maciço localizado acima do PM 01 não é formado pela deposição de resíduos e sim por um topo rochoso. Ademais, fora identificada a presença de um talvegue entre esse maciço e o PM 01. Esses resultados, juntamente com a elevada diferença entre as concentrações de cloreto medidas nesse ponto e nos demais, reforçam a possibilidade de considerar o PM 01 um possível background local e sugerem uma possível contaminação da área pelos resíduos. Porém, não é possível descartar a possibilidade do PM 01 sofrer influência dos resíduos depositados no maciço 01, e das acentuadas concentrações de cloreto observadas em todas as amostras de água subterrânea serem um indicativo de água salobra no local devido à proximidade marítima.

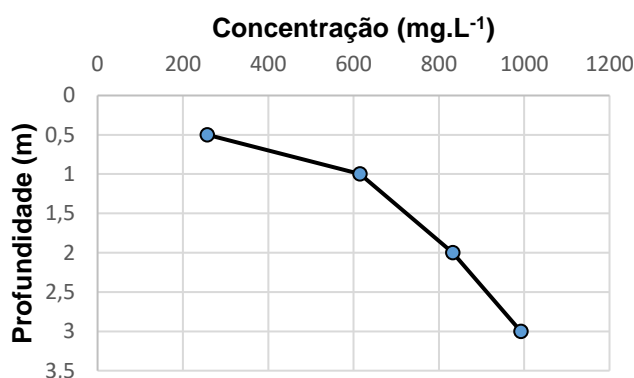
As concentrações medidas na água subterrânea do PM 02 e na lagoa 01 apresentaram valores muito similares na coleta de fevereiro de 2020: 2255 mg.L⁻¹ e 2288 mg.L⁻¹, respectivamente. Esse resultado evidencia a contaminação direta do

freático local pelo lixiviado depositado na referida lagoa. O solo local é caracterizado como argila arenosa podendo então apresentar uma permeabilidade mais baixa, característica de solos argilosos. Observa-se que o mesmo não impediu a migração do cloreto para o freático visto que a concentração medida na lagoa e na água subterrânea é quase a mesma.

A figura 28 apresenta o perfil de concentração do cloreto no solo em profundidade no PM 02. O mesmo evidencia a migração do cloreto no solo local visto que a concentração aumenta de acordo com a profundidade. A maior profundidade analisada, 3 metros, apresenta elevada concentração: 992 mg.L^{-1} . A presença do contaminante na região saturada do solo e o afloramento rochoso próximo a essa profundidade analisada podem sugerir que o contaminante irá migrar horizontalmente visto que a rocha impede seu avanço vertical.

Vale ressaltar que esse ponto de estudo é onde ocorre a maior proximidade entre os resíduos, a lagoa e o poço de monitoramento. Nessa região, o poço de monitoramento se localiza a uma distância horizontal de aproximadamente 1 metro da referida lagoa. Zhan et al. (2014) observaram concentrações de cloreto, no solo argiloso abaixo de um lixão, superiores a 500 mg.L^{-1} até a profundidade de 5 metros, e sua presença até 9 metros. Esse resultado corrobora com a migração do íon identificada mesmo em solos argilosos, podendo ocorrer um processo advectivo-difusivo. Ademais, a lagoa e o PM referidos encontram-se no sentido do fluxo de água subterrânea identificado no local, outra característica que propicia o avanço da contaminação nessa direção.

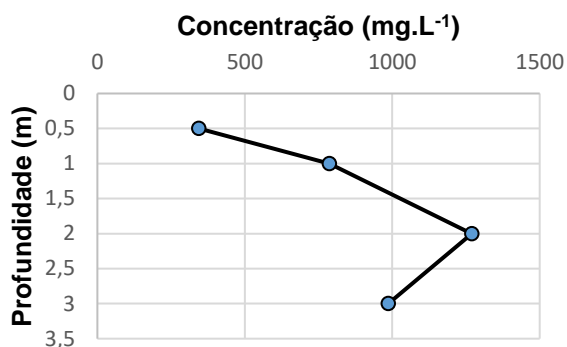
Figura 28 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do PM 02



A figura 29 apresenta o perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do PM 03. Neste ponto de estudo foram detectadas as maiores concentrações nas soluções lixiviadas do solo em profundidade e na água subterrânea. O poço de monitoramento está localizado na direção do fluxo de águas subterrâneas advindo dos maciços de resíduos e possui cota mais baixa em relação aos demais pontos avaliados conforme apresentado pelas figuras 24 e 25. Essas particularidades podem favorecer a migração da contaminação para o referido ponto. A maior concentração medida na solução lixiviada do solo foi 1270 mg.L⁻¹ na profundidade de 2 metros. Por meio da figura 29 observa-se que em 3 metros também foi observada elevada concentração: 987 mg.L⁻¹.

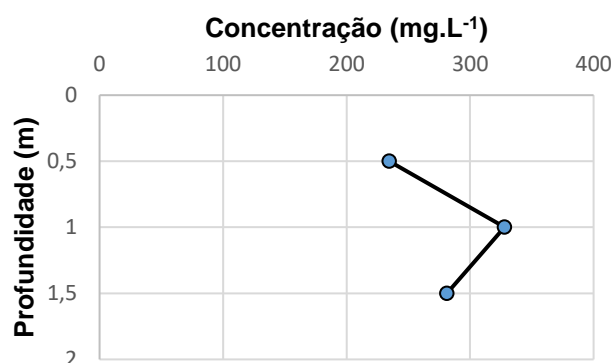
As maiores concentrações obtidas nas camadas mais profundas de solo analisado e os altos valores medidos na água subterrânea coletada no poço, sugerem que a contaminação com elevadas concentrações de cloreto pode estar migrando nas camadas mais profundas do solo local. Ressalta-se que, durante a instalação do poço em questão, foi realizada perfuração até 4,3m e não foi detectado solo impenetrável. A sondagem foi interrompida nessa profundidade para preservar a qualidade do poço instalado. Portanto, é possível que a contaminação esteja se movimentando nas camadas mais profundas do solo cujas características não foram obtidas pelo presente estudo.

Figura 29 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do PM 03



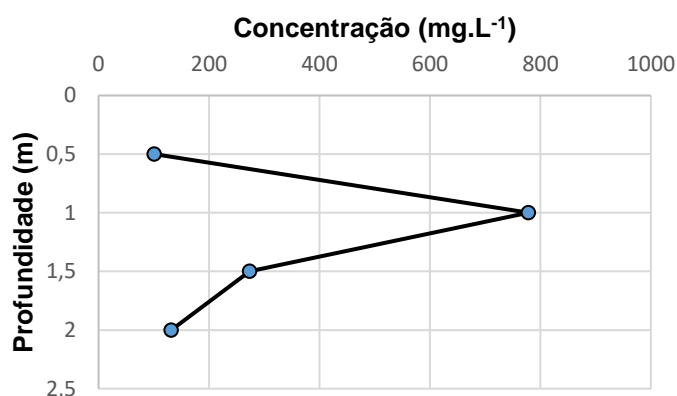
A figura 30 apresenta o perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do ponto S 05. O ponto, posicionado a montante da lagoa 03 e ponto de sondagem localizado mais próximo do maciço 2, foi estabelecido devido ao afloramento de lixiviado com concentração de cloreto de 3920 mg.L⁻¹ na coleta de agosto de 2019. Porém, as concentrações de cloreto no solo em profundidade não apresentaram valores superiores a 328 mg.L⁻¹. Ademais, apesar do presente estudo não ter caracterizado o solo desse ponto de sondagem, o mesmo possui grande proximidade com o SPT 06 do estudo anterior, onde o solo fora caracterizado como silte arenoso até 3,7m. A característica arenosa do local pode ser responsável pelos baixos valores de cloreto medidos no solo em profundidade pois a maior permeabilidade esperada de solos com traços arenosos pode facilitar a migração dos contaminantes. Ressalta-se que, apesar de as concentrações medidas nas soluções lixiviadas de solo desse ponto serem relativamente baixas quando comparadas às demais concentrações obtidas no presente estudo, elas se encontram acima do padrão de potabilidade da água (BRASIL, 2017).

Figura 30 - Perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade no ponto de sondagem S 05



A figura 31 apresenta o perfil de concentração de cloreto no solo em profundidade do PM 05. Esse ponto foi deslocado devido a rocha impenetrável detectada. As concentrações medidas no solo em profundidade no PM 05 possuem valor mais elevado na profundidade de 1m, em que foi medida concentração de 778 mg.L⁻¹. Ressalta-se que, próximo ao poço referido, foi identificada, durante as visitas de campo afloramento de lixiviado, que possivelmente consiste em uma vala onde o lixiviado escoar até a lagoa de acúmulo 03, visto que o ponto está localizado na direção do fluxo das águas subterrâneas em relação aos resíduos. Por se tratar de uma região com características arenosas, conforme apresentado na figura 25, é esperado que o contaminante migre com maior facilidade devido a maior permeabilidade inerente a esse tipo de solo, que pode possibilitar que a contaminação atinja o freático em maiores concentrações e mais rapidamente. Os valores medidos estão pertinentes com os demonstrados por Shinzato (2017) que ao estudar o solo abaixo do lixão de São Carlos, com características arenosas, obteve concentrações de 400 mg.L⁻¹ e 225 mg.L⁻¹.

Figura 31 - Perfil de concentração do cloreto no solo em profundidade no PM 05



Desta forma, apesar de os valores medidos no solo em profundidade nessa região não terem sido os mais acentuados, encontrados no presente estudo, a concentração de cloreto medida na água subterrânea coletada no PM 05, foi de 2730 mg.L⁻¹ e representa a segunda maior concentração obtida no estudo. Ressalta-se que o solo do poço de monitoramento em questão é caracterizado como areia a partir da profundidade de 0,5m e possivelmente essa característica permitiu que o contaminante alcançasse o freático com maior facilidade. O valor medido é muito superior ao identificado por Morita (2019) ao analisar a água subterrânea de um poço de monitoramento no lixão de São Carlos e medir concentração de cloreto de 105 mg.L⁻¹. A acentuada diferença entre os valores medidos na presente pesquisa comparados aos demais estudos, sugere a elevada presença de contaminantes do lixiviado na água subterrânea local e pode ser devido a uma condição natural de água salobra da região adicionada a contribuição do lixiviado.

Além dos resultados obtidos na água subterrânea e nas soluções lixiviadas do solo local indicarem a migração do cloreto, os perfis de concentração de cloreto no solo em profundidade no S 05 e PM 05 apresentados pelas figuras 30 e 31 respectivamente, indicam um acúmulo de cloreto na profundidade de 1 metro com concentrações de 778 mg.L⁻¹ e 328 mg.L⁻¹, respectivamente. Nessa altura, o perfil de solo demonstra a interface entre a areia siltosa e areia argilosa. Sendo assim, o acúmulo de cloreto observado pode ser consequência da diferença de permeabilidade do solo neste ponto.

As soluções lixiviadas do solo do PM 04 apresentaram os menores valores de cloreto medidos a jusante do depósito de resíduos, 232 mg.L^{-1} e 158 mg.L^{-1} . Esse resultado pode ser devido a três fatores: 1- O solo dessa região ser caracterizado como argiloso, o que pode retardar a migração do cloreto devido a esperada baixa permeabilidade da argila, e predominando o transporte difusivo. 2 - A distância do poço em relação a pilha de resíduos, pois considerando baixa permeabilidade e transporte predominante difusivo a distância é um fator de considerável influência visto que o transporte difusivo é um processo mais lento. 3 - Presença de afloramento rochoso no local ao redor da lagoa de acúmulo de lixiviado (identificado durante a realização dos furos de sondagens), visto que o mesmo pode criar caminhos preferenciais para a contaminação conforme descrito por Ritter et al.(2007). Ressalta-se que, durante a instalação dos poços de monitoramento, o PM 04 foi realocado devido a identificação de rocha impenetrável antes do freático ser detectado.

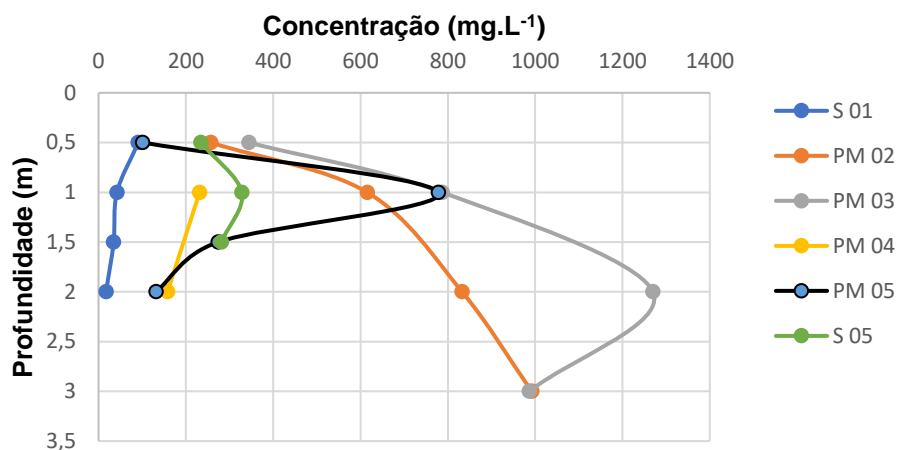
A água subterrânea coletada no PM 04 apresentou concentração de 1882 mg.L^{-1} evidenciando a contaminação do freático local. O valor é superior aos medidos nas soluções lixiviadas do solo em profundidade, sugerindo também o transporte do cloreto apesar da característica argilosa do solo em questão e possível influência e desvio do fluxo devido ao afloramento rochoso.

Os valores medidos na lagoa de acúmulo de lixiviado mais próxima ao PM 04 e PM 05 são muito inferiores aos medidos nas amostras de água subterrânea. Esse resultado evidencia que o lixiviado presente nas lagoas encontra-se consideravelmente diluído. A ampla diferença entre as concentrações medidas no solo e na água subterrânea nos pontos PM 04 e PM 05 sugere a migração de contaminantes e sua influência até na região mais afastada dos resíduos. Observa-se que o ponto mais próximo da fonte de contaminação e localizado antes da lagoa, apresenta as concentrações mais elevadas de cloreto. A redução da concentração dos poluentes com o aumento da distância entre o poço de monitoramento e o depósito de resíduos é observada por diversos estudos como Lopes et al.(2012), Morita e Wendland (2019) e Shinzato (2014).

A figura 32 apresenta a representação das concentrações de cloreto medidas no solo em profundidade de todos os poços estudados. A figura evidencia a diferença entre as concentrações medidas no poço considerado a montante S 01 e nos demais

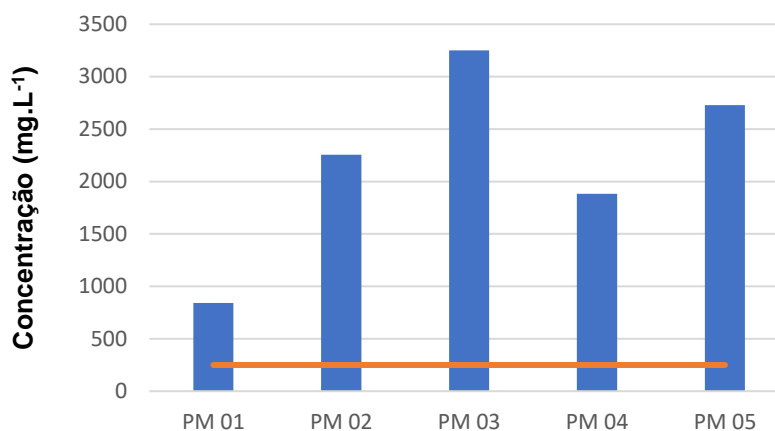
poços a jusante. Ressalta-se também que o PM 03 apresenta concentrações superiores aos demais em quase toda sua extensão.

Figura 32 - Concentrações de cloreto medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade



A figura 33 evidencia que a concentração medida na água subterrânea no ponto montante é consideravelmente inferior às demais, embora também estejam acima dos valores da legislação de água doce subterrânea. A ilustração também realça os elevados valores medidos no PM 03 e PM 05 e as concentrações muito acima do limite estabelecido pela legislação. Considerando a concentração medida no PM 01 a ocorrência natural de cloreto na área, os valores medidos nos demais pontos podem retratar a soma da concentração natural com aquela advinda da contaminação pelos resíduos e resultar nos acentuados valores observados no presente estudo.

Figura 33 - Concentrações de cloreto medidas nos poços de monitoramento e valor máximo permitido



5.2.3. Nitrogênio Amoniacal

Nas amostras coletadas em agosto de 2019 nas lagoas de acúmulo de lixiviado e água de chuva, a Lagoa 01 apresentou concentração de 68 mg.L⁻¹, valor superior a legislação do padrão de lançamento de efluentes de 20 mg.L⁻¹ de acordo com a CONAMA 430/2011. A lagoa 02 teve concentração medida de 2,5 mg.L⁻¹ e a lagoa 03 apresentou valor abaixo do mínimo detectado pelo método de 0,4 mg.L⁻¹. Os pontos extras de coleta apresentaram concentração de 0,5 mg.L⁻¹.

As concentrações de nitrogênio amoniacal medida nas lagoas 01 e 02 durante a coleta de fevereiro de 2020 foram inferiores àquelas medidas na coleta anterior. A lagoa 03 apresentou nas duas coletas valores inferiores aos detectáveis pelo método. O resultado evidencia a possível diluição do efluente das lagoas durante os meses mais chuvosos conforme discutido anteriormente. Ressalta-se que na Lagoa 01 a concentração reduziu de 68 mg.L⁻¹ para 18,7 mg.L⁻¹, portanto, na segunda coleta apresenta concentração dentro do padrão de lançamento de efluentes. As concentrações medidas de N-Nitrato nas lagoas estão abaixo do limite estabelecido para águas doces superficiais pela CONAMA 357/2005 nas duas coletas realizadas.

As análises de nitrogênio amoniacal nas águas subterrâneas indicaram que apenas a do PM 02 apresentou concentração superior ao limite de detecção do método. As amostras do ponto referido revelaram concentração de 2 mg.L⁻¹. Esse valor é superior ao determinado pela portaria de consolidação nº5 do ministério da

saúde de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Baixas concentrações de nitrogênio amoniacal na água subterrânea também são relatadas por Engelmann et al. (2017) e Sales (2011) que mediram valores de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e inferiores a $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, e por Mondelli (2008) que observou em sua área de estudo valor máximo de $1,68 \text{ mg.L}^{-1}$ do contaminante.

Plumas de lixiviado de aterros influenciam na formação de zonas redox de entendimento complexo nas regiões afetadas (CHRISTENSEN et al., 2001). Sendo assim, é possível que as baixas concentrações do íon amônio medidas na água subterrânea local sejam devidas aos mecanismos de oxidação do NH_4^+ . No PM 03, observa-se que, apesar da concentração do referido poluente estar abaixo do limite de detecção do método, foram detectadas concentrações de nitrogênio como nitrato de 12 mg.L^{-1} . Esse valor está acima do permitido pela CONAMA 396/2008 de 10 mg.L^{-1} é o mesmo medido para o N-total, indicando que todo nitrogênio nessa região está presente na forma mais oxidada. No PM 02, onde fora detectada concentração de N-total de 9 mg.L^{-1} e de 2 mg.L^{-1} de NH_4^+ , apenas 1 mg.L^{-1} corresponde fração de nitrogênio como nitrato, sugerindo a presença de nitrogênio na forma de nitrito. Sendo assim esses resultados sugerem a oxidação do nitrogênio amoniacal no subsolo local.

As concentrações das soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade de todos os pontos medidos foram, em geral, baixas sendo as menores medidas no solo superficial do PM 05 e a maior em 1 metro de profundidade do S 05. Baixas concentrações de NH_4^+ no solo em profundidade foram relatadas também por outros estudos, Ritter et al. (2007) mediram valores entre $0,45 \text{ mg.L}^{-1}$ e $3,96 \text{ mg.L}^{-1}$ e Cuevas et al., 2012 observaram concentração de $0,66 \text{ mg.L}^{-1}$.

Embora as concentrações medidas no solo do PM 01 sejam baixas e inferiores aos valores definidos pela legislação, há pouca diferença entre as concentrações medidas nos pontos a montante e a jusante do presente estudo e portanto, as mesmas não evidenciam a migração desse contaminante pela área de estudo, como um todo.

Por outro lado, o solo do PM 02 apresentou concentração máxima de $1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ na camada mais superficial. Conforme mencionado anteriormente, o valor medido na água subterrânea coletada no ponto em questão foi de 2 mg.L^{-1} , e a Lagoa de acúmulo mais próxima do ponto apresentou concentração de $18,7 \text{ mg.L}^{-1}$. A diferença entre as concentrações da lagoa e da água subterrânea indicam que o solo local pode

ser capaz de atenuar a contaminação do íon amônio. Na análise do cloreto foram identificadas concentrações muito similares na lagoa de acúmulo e na água subterrânea coletada no poço de monitoramento mais próximo, evidenciando a diferença entre a interação solo-contaminante dos componentes analisados. A atenuação do NH_4^+ pode ocorrer devido a reatividade do íon amônio e sua maior interação com as partículas de solo. Como o solo local é caracterizado como argila arenosa, as partículas argilosas podem denominar ao solo uma grande capacidade de troca catiônica possibilitando então o retardamento do íon amônio.

Outro fator de influência para a diferença entre a percolação do composto nitrogenado e do cloreto pode ser a diferença entre as respectivas concentrações na lagoa e possível fonte de contaminação. O transporte difusivo possui o gradiente de concentração como força motriz, e enquanto a concentração do amônio é de $18,7 \text{ mg.L}^{-1}$, a do cloreto é de 2288 mg.L^{-1} fazendo com que o segundo sofra maior influência da difusão.

As soluções lixiviadas do solo do PM 03 apresentaram concentrações superiores às da lagoa adjacente em todos os pontos a partir da profundidade de 1 metro. Somente a amostra mais superficial, de 0,5m revelou valor inferior ao medido na água da referida lagoa. Esses resultados juntamente com a água subterrânea local com valores abaixo do limite de detecção do método, sugerem mais uma vez a retenção do íon no solo com característica argilosa e alto percentual de diluição do lixiviado nas lagoas.

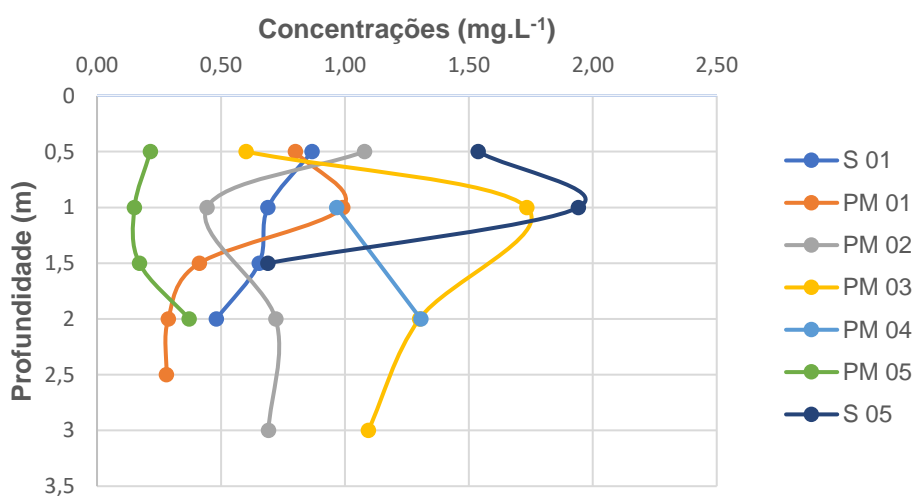
O PM 05 apresentou os menores valores da pesquisa para o NH_4^+ . As baixas concentrações do PM 05 podem ser devido a característica arenosa do solo local a partir da profundidade 0,5m. A baixa capacidade de sorção desse tipo de solo e a maior permeabilidade podem facilitar o transporte do amônio, justificando assim sua baixa concentração no líquido intersticial do solo.

O S 05 denotou o maior valor medido na profundidade de 1 metro e valor também elevado na camada mais superficial de 0,5m. A maior presença de nitrogênio amoniacal nesse ponto era esperada devido ao afloramento de lixiviado identificado no local conforme descrito anteriormente. A análise desse efluente aflorante indicou concentração de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de amônio. Esse valor está dentro dos valores possíveis para o lixiviado brasileiro de acordo com Povinelli e Souto (2007) de 0,4 a 1800 mg.L^{-1} .

¹ em 72% dos casos. Entretanto, Shinzato (2014) afirma que a exposição do lixiviado a céu aberto pode acelerar a oxidação do nitrogênio amoniacal. Desta forma, a baixa concentração do poluente medida no efluente aflorante pode ser devido a esse mecanismo, visto que a concentração medida de nitrogênio total foi de 59 mg.L⁻¹, sendo 46 mg.L⁻¹ a concentração de nitrato.

A figura 34 representa as concentrações de NH₄⁺ medidas nos solos em profundidades de todos os poços de monitoramento instalados. Por meio dela fica evidente as maiores concentrações nos pontos superficiais do S 05, bem como que os valores medidos no PM 01 são semelhantes aos dos demais pontos sugerindo a ocorrência natural do composto em baixas concentrações no solo local.

Figura 34 - Concentrações de Nitrogênio Amoniacal medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade



5.2.4. Carbono Orgânico Total

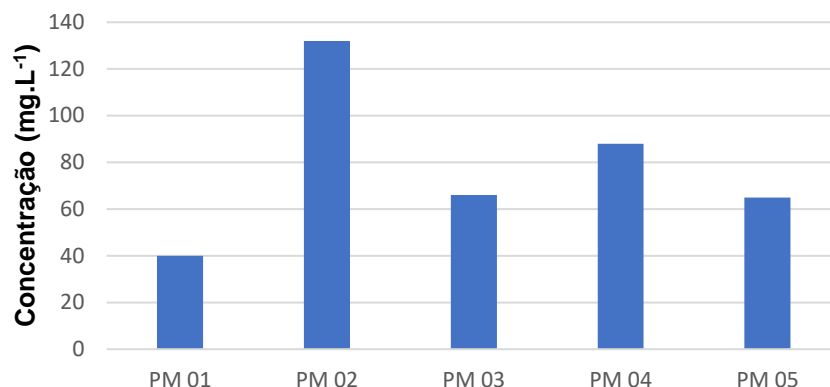
Os resultados obtidos na coleta de agosto evidenciam que a Lagoa 01 apresenta concentração de carbono orgânico muito superior às demais lagoas. O valor medido nesta lagoa é cerca de 3 vezes maior do que nas demais. Esse resultado é pertinente com os obtidos para os demais contaminantes avaliados pelo estudo, visto que a Lagoa 01 apresenta as maiores concentrações de todos os contaminantes estudados. Elevada concentração de COT, 441 mg.L⁻¹, também foi medida no líquido

aflorante do ponto S 05. Na coleta de fevereiro de 2020, a concentração de COT na Lagoa 01 aumentou em relação a coleta anterior enquanto as concentrações das Lagoas 02 e 03 apresentaram uma pequena redução.

O PM 01 apresentou a menor concentração de COT de todos os poços de monitoramento do estudo sugerindo não sofrer influência da deposição de resíduos no local. Foram medidas as maiores concentrações em água subterrânea no PM 02, que de acordo com os resultados de cloreto e nitrogênio amoniacal, é o que possui contaminação mais acentuada. Ressalta-se que o poço é adjacente à Lagoa 01. Análogo ao observado para o nitrogênio amoniacal, as concentrações de COT medidas na Lagoa são superiores às da água subterrânea, sugerindo sorção da matéria orgânica no solo local. Essa hipótese é corroborada pela concentração medida no líquido intersticial do solo local, que na profundidade de 2 metros apresentou valor de 982 mg.L^{-1} , maior concentração de COT em solo medida na presente pesquisa. Ferrari et al. (2010) evidencia em sua pesquisa a acentuada sorção de COT em solos argilosos como fora caracterizado o do poço em questão.

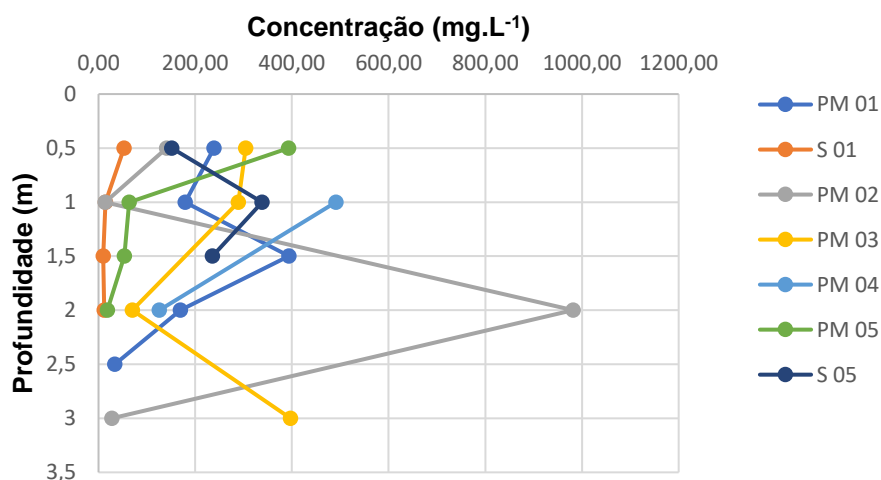
A água subterrânea dos PM 03, 04 e 05 apresentaram concentrações 66 mg.L^{-1} , 88 mg.L^{-1} e 65 mg.L^{-1} respectivamente. Esses valores são superiores ao do PM 01 e consideravelmente inferiores ao PM 02 conforme representado na figura 35. O resultado sugere menor influência da matéria orgânica proveniente dos resíduos nesses poços. Apesar de as menores concentrações de 40 mg.L^{-1} terem sido medidas no PM 01, esse valor é superior aos observados por Mondelli (2008) que relata máximo de $19,8 \text{ mg.L}^{-1}$ em poços de monitoramento de água subterrânea. Essa diferença evidencia que o ponto a montante do presente estudo apresenta concentrações superiores às máximas relatadas por outros autores. Por outro lado, ressalta-se que é possível que o alto teor de matéria orgânica seja natural devido a composição do solo local.

Figura 35 - Concentração de Carbono Orgânico total medidas nos poços de monitoramento



A figura 36 apresenta as concentrações medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo. É possível observar que o solo do PM 02 apresenta a maior concentração medida no estudo conforme apresentado anteriormente, e que as menores concentrações não foram medidas no PM 01 como ocorreu nos demais contaminantes estudados. Esse resultado sugere mais uma vez a presença de matéria orgânica natural no solo local e que, provavelmente apenas o PM 02, localizado mais próximo da fonte contaminante, está sendo influenciado pela matéria orgânica presente nos resíduos.

Figura 36 - Concentrações de Carbono Orgânico Total medidas nas soluções lixiviadas das amostras de solo em profundidade



CONCLUSÕES

A avaliação da contaminação do solo e de águas subterrâneas na área de influência de um lixão desativado foi apresentada. O perfil estratigráfico das amostras de solo da área do lixão estudado evidenciou solo com característica predominantemente argilosa e uma região mais arenosa. O topo rochoso impenetrável apresenta profundidade variável, característica que pode influenciar na movimentação do lixiviado local.

A análise dos contaminantes nas soluções lixiviadas do solo em profundidade indicou que o cloreto foi o contaminante analisado no estudo que avançou com maiores concentrações. A pequena diferença entre os valores de nitrogênio amoniacal e carbono orgânico total, medidos no ponto a montante e nos pontos a jusante dos resíduos, pode indicar que esses contaminantes não avançaram pelo solo local.

As águas subterrâneas do local evidenciaram influência da deposição de resíduos. Foram observadas elevadas concentrações de cloreto, e ressalta-se que todos os valores medidos estão acima do permitido pela legislação para consumo humano. Foram identificadas elevadas concentrações de cloreto a montante dos resíduos, e esse resultado pode sugerir a possibilidade de ocorrência natural do íon no local. Entretanto, a diferença entre a concentração medida no ponto a montante e nos pontos a jusante evidencia o avanço do cloreto pelo solo e alcance das águas subterrâneas locais. As concentrações de carbono orgânico total também sugerem influência da deposição de resíduos na água subterrânea devido a diferença medida nos pontos montante e jusantes. Considerando os valores medidos de nitrogênio amoniacal apenas a água subterrânea de um dos poços de monitoramento sugere influência dos resíduos.

As águas superficiais também evidenciam os impactos da deposição de resíduos no local, sendo a lagoa mais próxima dos maciços a que apresentou as maiores concentrações dos contaminantes estudados.

O fluxo potenciométrico se dá dos maciços de resíduos na direção das lagoas de acúmulo de lixiviado e as linhas equipotenciais demonstram possível avanço da pluma de contaminação além dos limites da área do lixão estudado.

De modo geral, os resultados apresentados sugerem o avanço da contaminação local no sentido noroeste-sudeste e a influência da deposição de resíduos na água subterrânea e no solo local. O PM 03, localizado próximo ao limite da área, se destaca por ser o mais comprometido sugerindo um possível avanço da contaminação para além da delimitação do terreno do lixão.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Análises geofísicas para melhor compreensão do subsolo local, do comportamento da pluma de contaminação e do avanço da contaminação
- Ensaio de caracterização do solo coletado em profundidade a fim de analisar a Capacidade de Troca Catiônica, coeficiente de difusão e permeabilidade do mesmo.
- Monitoramento das águas subterrâneas e superficiais ao longo de um ano hidrológico.
- Análises na água subterrânea das propriedades adjacentes a fim de analisar o possível avanço da pluma de contaminação, bem como avaliar se a salinidade da água subterrânea é característica do local ou influência do lixão.
- Realização de modelagem numérica a fim de estimar a evolução da pluma de contaminação nos próximos anos.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WEF, Standards Methods for Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition, American Publications, Washington, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9898 - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6502 - Rochas e solos*. 1995

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10004 - Resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, 2004

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 15495 - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados*. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6457 - Amostras de solo*. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESA DE LIMPEZA PÚBLICA (ABRELPE). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo, ALBREPE, 2017.

ALFAIA, R. G. DE S. M.; COSTA, A. M.; CAMPOS, J. C. *Municipal solid waste in Brazil: A review*. *Waste Management & Research*, v. 35, p. 1195-1209, nov. 2017.

BARLAZ, M. A. et al. *Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills*. *Environmental Science and Technology*, v. 36, n. 16, p. 3457–3464, 2002.

BELEVI, H.; BACCINI, P. *Long-Term behavior of municipal solid waste landfills*. *Waste Management & Research*. v. 7, n. 1, p. 43–56, mar. 1989.

BJERG, P. L. et al. *The Biogeochemistry of Contaminant Groundwater Plumes Arising from Waste Disposal Facilities*. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science, 2014.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, 03 ago. 2010.

BRASIL. Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único

de Saúde. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 6 set. 2017. Seção 2, p.473.

BRASIL. Portaria Nº 518, de 24 de março de 2004. Padrão de Potabilidade da Água para Consumo Humano. Brasília (DF): Ministério da Saúde, 2004.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. MMA Publicações, p. 103, 2012.

CARVALHO, D. T. DE. *As políticas públicas de gestão de desastres ambientais: o caso do município de Niterói após o episódio do morro do Bumba*. 2014. 163 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Jurídicas e sociais) – Instituto de Ciências Humanas e Filosóficas, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2014.

CHRISTENSEN, J. B.; BOTMA, J. J.; CHRISTENSEN, T. H. *Complexation of Cu and Pb by DOC in polluted groundwater: A comparison of experimental data and predictions by computer speciation models (WHAM and MINTEQA2)*. *Water Research*, v. 33, n. 15, p. 3231–3238, 1999.

CHRISTENSEN, T. H. et al. *Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 24, n. 2, p. 119–202, 1994.

CHRISTENSEN, T. H. et al. *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7–8, p. 659–718, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Relatório De Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo: Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade*. São Paulo: CETESB, 2019. Relatório técnico.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 460, de 30 de dezembro de 2013.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. *Landfill leachate treatment in Brazil: An overview*. v. 232, n. April 2018, p. 110–116, 2019.

CUEVAS, J. et al. *The performance of natural clay as a barrier to the diffusion of municipal solid waste landfill leachates*. *Journal of Environmental Management*, v. 95, n. SUPPL., p. S175–S181, 2012.

D-WASTE. *Waste Atlas The world's 50 biggest dumpsites*. [s.l]: s.n.]. 2014.

DU, Y. J.; HAYASHI, S. *Effect of leachate composition on the adsorption properties of two soils*. *Geotechnical Testing Journal*, v. 27, n. 4, p. 404–410, 2004.

DU, Y. J.; HAYASHI, S.; LIU, S. Y. *Experimental study of migration of potassium ion through a two-layer soil system*. *Environmental Geology*, v. 48, n. 8, p. 1096–1106, 2005.

ENGELMANN, P. DE M. et al. *Environmental Monitoring of a Closed Irregular Landfill in Brazil: Evaluation of Parameters in the Period of Operation and Post-Closure Associated To The Qualitative Research*. Out. 2017.

ENGELMANN, P. DE M. et al. *Environmental monitoring of water resources around a municipal landfill of the Rio Grande do Sul state, Brazil*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 26, p. 21398–21411, 2017.

FARIA, GABRIEL MESSIAS MOURA.; MONDELLI, GIULLIANA. *Temporal behavior analysis of leachate contamination in a tropical landfill*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 31, p. 39584–39606, 2020.

FATTA, D.; PAPADOPOULOS, A.; LOIZIDOU, M. a. *Study on the Landfill Leachate and Its Impact on the*. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 21, p. 175–190, mar.1999.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. *Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos*. Fundação Israel Pinheiro. Belo Horizonte: 2010.

FERRARI, A. et al. *Exhumation of an Unlined Leachate Lagoon: a Case Study*. PhD Proposal, v. 1, n. January 2001, 2010.

Garantia Ambiental. Mapa potenciométrico com localização de poços. Rio de Janeiro, 2020.

Garantia Ambiental. *Secção A – Perfis de poços de monitoramento*. Rio de Janeiro, 2020.

GIUSTI, L. *A review of waste management practices and their impact on human health*. *Waste Management*, v. 29, n. 8, p. 2227–2239, 2009.

GOODALL, D. C.; QUIGLEY, R. M. *Pollutant Migration From Two Sanitary Landfill Sites Near Sarnia, Ontario*. *Canadian Geotechnical Journal*, v. 14, n. 2, p. 223–236, 1977.

HIRATA, Ricardo. et al. *A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento*. São Paulo: Insituto Trata Brasil. [S.l: s.n.], 2019.

ISWA. *A Roadmap for closing Waste Dumpsites: The world's most Polluted Places*. International Solid Waste Association. [s.l: s.n.]. 2016.

JOHNSON, R. L.; CHERRY, J. A.; PANKOW, J. F. *Diffusive Contaminant Transport in Natural Clay: A Field Example and Implications for Clay-Lined Waste Disposal Sites*. Environmental Science and Technology, v. 23, n. 3, p. 340–349, 1989.

KJELDSEN, P. et al. *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n. 324, p. 37–41, 2002.

KRUEMPELBECK, I.; EHRIG, H. *Long term behavior of municipal solid waste landfills in Germany*. Presented at the 7th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, October 4-7, 1999.

LAKE, C. B.; ROWE, R. K. *The 14-year performance of a compacted clay liner used as part of a composite liner system for a leachate lagoon*. Geotechnical and Geological Engineering, v. 23, n. 6, p. 657–678, 2005.

LANER, D. et al. *A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills*. Waste Management, v. 32, n. 3, p. 498–512, 2012.

LOPES, D. D. et al. *Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill - Londrina (PR - Brazil)*. Journal of Environmental Management, v. 113, p. 481–487, 2012.

LIMA, J. S. *Avaliação da contaminação do lençol freático do lixão do município de São Pedro da Aldeia-RJ*. 2003. 101f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de pós graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

MADON, I.; DREV, D.; LIKAR, J. *Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills*. Waste Management, v. 96, p. 96–107, 2019.

Ministério Público do Estado do Rio de Janeiro (MPRJ). *O MPRJ E A ERRADICAÇÃO DOS LIXÕES*. Boletim CAO Meio Ambiente, Rio de Janeiro, nº 01, 2016.

MONDELLI, G. *Integração de diferentes técnicas de investigação para avaliação da poluição e contaminação de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos*. 2008. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MONDELLI, G.; GIACHETI, H. L.; HAMADA, J. *Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 1, p. 169–182, 2016.

Morita, A. K. M., & Wendland, E. C. *Caracterização hidrogeoquímica de área impactada por antigo depósito de resíduos em zona de recarga do Aquífero Guarani*. Anais... São Carlos, SP: EESC, 2019.

MITCHELL, J.K. *Fundamentals of soil behaviour*, 2^A ed., Nova York, John Wiley & Sons, INC. 1993

MUNRO, I. R. P. et al. *Migration of landfill leachate into a shallow clayey till in southern New Brunswick: A field and modelling investigation*. Canadian Geotechnical Journal, v. 34, n. 2, p. 204–219, 1997.

ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. *Chemical characterization of landfill leachates-400 parameters and compounds*. Waste Management, v. 28, n. 10, p. 1876–1891, 2008.

PIRES, J. A. DA C. *Estudo de barreira de proteção com solo compactado em célula experimental no aterro sanitário de Rio das Ostras*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, UERJ, 2007.

PRZYDATEK, G.; KANOWNIK, W. *Impact of small municipal solid waste landfill on groundwater quality*. Environmental Monitoring and Assessment, v.191, n. 3, p. 1–14, 2019.

REGADÍO, M. et al. *Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills*. Waste Management, v. 32, n. 3, p. 482–497, 2012.

RIO DE JANEIRO. Lei nº 9055 de 08 de 10 de 2020. Institui a obrigatoriedade do controle e tratamento do chorume nos sistemas de destinação final de resíduos sólidos, vazadouros, aterros controlados e aterros sanitários, bem como a remediação de vazadouros no Estado do Rio de Janeiro e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, Rio de Janeiro, 9 out. 2020.

RITTER, E. *Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. 1998. 216 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

RITTER, E. et al. *The Contamination Profile on Soil of the Marambaia MSW Landfill*. 5th International Congress on Environmental Geotechnics on Website Characterization. Anais... [s.l.], 2006.

RITTER, E. et al. *Perfis de contaminação do solo de fundação do depósito de lixo de Anta (RJ)*. n. 1995, 2007.

RITTER, E.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. *Diagnóstico de Contaminação do Subsolo do Depósito de Lixo de Altamira*. 2011.

ROWE, R. K. et al. *Barriers systems for waste disposal facilities*. 2. ed. [s.l.: s.n.]. 2004.

SALES, C. W. *Avaliação da Contaminação do Solo e da Água Subterrânea na Área do Lixão de São Francisco de Itabapoana*. Dissertação de Mestrado e Engenharia Ambiental. IFF, 2011.

SAMPAIO, F. DE M. T. et al. *Correlações entre a permeabilidade e os atributos físicos do solo da sub-bacia do córrego centenário da cidade de Lavras-MG*. Ciência e Agrotecnologia, v. 30, n. 4, p. 798–803, 2006.

SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE. *Projeto executivo de remediação do vazadouro a céu aberto no município de maricá*. Rio de Janeiro. SEA, 2009. 167p. Relatório técnico.

SHINZATO, M. P. B. *Mobilização de poluentes no maciço de resíduos de lixão desativado*. 2014. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS - SNIRH. Portal HidroWeb. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas?codigoEstacao=2242010>> Acesso em: 4 set. 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS): *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2018. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2018>>. Acesso em: 7 jun. 2020.

Souto, G.D.B; POVINELLI, J.. *Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil*. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007.

TANG, Q. et al. *Impact of biological clogging on the barrier performance of landfill liners*. Journal of Environmental Management, v. 222, n. December 2017, p. 44–53, 2018.

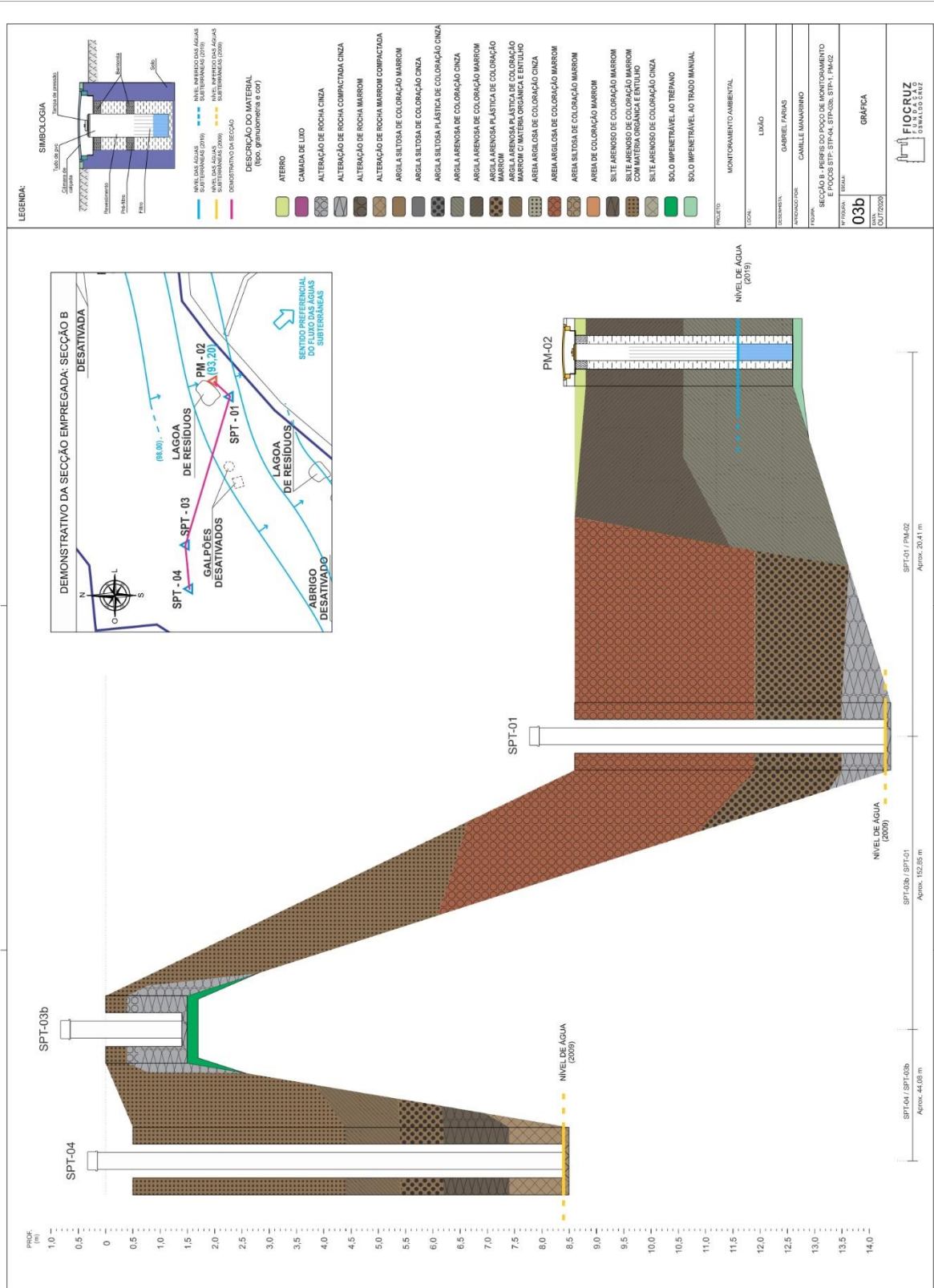
XIE, H. et al. *Steady-state analytical models for performance assessment of landfill composite liners*. Environmental Science and Pollution Research, v. 22, n. 16, p. 12198–12214, 2015.

XIE, H. J. et al. *Investigation of migration of pollutant at the base of Suzhou Qizishan landfill without a liner system*. Journal of Zhejiang University: Science A, v. 10, n. 3, p. 439–449, 2009.

ZHAN, T. L. T. et al. *Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: A field and theoretical investigation.* Science of the Total Environment, v. 470–471, p. 290–298, 2014.

ZHANG, W. J.; QIU, Q. W. *Analysis on contaminant migration through vertical barrier walls in a landfill in China.* Environmental Earth Sciences, v. 61, n. 4, p. 847–852, 2010.

ANEXO B – Seção dos perfis de solo considerando os pontos PM 02, SPT01, SPT 03 E SPT 04



ANEXO D – Perfil das sondagens realizadas no estudo de 2009

Sondagem	Camada (m)	Classificação do Material
SPT.01	Superfície a 0,60	Areia fina pouco argilosa e siltosa com pedregulho fino e raízes capilares; marrom e amarela.
	0,60 a 1,70	Areia fina pouco argilosa e siltosa com pedregulho fino e raízes capilares; marrom e amarela; medianamente compacta.
	1,70 a 3,30	Areia média pouco argilosa com pedregulho fino; marrom e branca; medianamente compacta.
	3,30 a 4,90	Argila arenosa (plástica) com pedregulho fino; amarela e marrom; dura.
	4,90 a 5,60	Alteração de rocha areno-siltosa pouco argilosa com pedregulho fino; cinza e marrom; compacta.
	5,60 a 5,85	Alteração de rocha areno-siltosa pouco argilosa com pedregulho fino; cinza e marrom; muito compacta.
SPT.02	Superfície a 0,10	Silte arenoso com pedregulho fino, matéria orgânica e lixo; marrom e amarelo.
	0,10 a 0,60	Silte arenoso com entulho e matéria orgânica; cinza e marrom.
	0,60 a 1,00	Silte arenoso com entulho e matéria orgânica; cinza e marrom; pouco compacto.
	1,00 a 1,60	Silte arenoso com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e marrom; medianamente compacto.
	1,60 a 2,60	Silte arenoso com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e marrom; medianamente compacto; fofo.
	2,60 a 3,00	Silte arenoso com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e marrom; medianamente compacto; pouco compacto.
	3,00 a 3,40	Camada de lixo.
	3,40 a 4,60	Argila siltosa e arenosa (plástica) com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e branca; média.
	4,60 a 5,60	Argila siltosa e arenosa (plástica) com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e branca; média; rija.
	5,60 a 6,60	Argila siltosa e arenosa (plástica) com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e branca; média; média.
	6,60 a 7,60	Argila siltosa e arenosa (plástica) com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e branca; média; mole.
	7,60 a 8,70	Argila siltosa e arenosa (plástica) com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e branca; média; dura.
	8,70 a 8,96	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino e médio; cinza e branca; muito compacta.

SPT.03	Superfície a 0,30	Silte arenoso com lixo, entulho e pedregulho fino; marrom e cinza.
	0,30 a 0,60	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; marrom e amarela.
	0,60 a 1,28	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; marrom e amarela; muito compacta.
SPT.03A	Superfície a 0,20	Silte muito arenoso com pedregulho fino; marrom.
	0,20 a 0,60	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; amarela e marrom.
	0,60 a 1,19	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; amarela e marrom; muito compacta.
SPT.03B	Superfície a 0,40	Silte arenoso com lixo, pedregulho fino, raízes capilares e matéria orgânica; marrom e amarelo.
	0,40 a 0,60	Alteração de rocha arenosa pouco siltosa com pedregulho fino; cinza e amarela.
	0,60 a 1,48	Alteração de rocha arenosa pouco siltosa com pedregulho fino; cinza e amarela; muito compacta.
SPT.04	Superfície a 0,60	Silte arenoso com lixo, pedregulho fino e médio e matéria orgânica; marrom e branco.
	0,60 a 1,60	Silte arenoso com lixo, pedregulho fino e médio e matéria orgânica; marrom e branco; pouco compacto a medianamente compacto.
	1,60 a 2,60	Silte arenoso com lixo, pedregulho fino e médio e matéria orgânica; marrom e branco; pouco compacto a medianamente compacto.
	2,60 a 3,90	Silte arenoso com lixo, pedregulho fino e médio e matéria orgânica; marrom e branco; pouco compacto.
	3,90 a 4,90	Argila arenosa (plástica) com lixo e matéria orgânica; marrom e branca; média e amarela; média.
	4,90 a 5,70	Argila arenosa e siltosa (plástica) com pedregulho fino; marrom e amarela; média.
	5,70 a 6,90	Silte muito arenoso com pedregulho fino; marrom e amarelo; medianamente compacto.
	6,90 a 7,60	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; marrom e amarela; medianamente compacta.
	7,60 a 8,05	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; marrom e amarela; medianamente compacta; compacta.
SPT.05	Superfície a 0,04	Areia média siltosa com pedregulho fino, médio e grosso e matéria orgânica; cinza e branca.
	0,04 a 0,20	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; cinza e amarela.
	0,20 a 0,26	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino; cinza e amarela; muito compacta.
SPT.05A	Superfície a 0,05	Silte arenoso com pedregulho fino e matéria orgânica; cinza e branco.
	0,05 a 0,60	Alteração de rocha silto-arenosa com pedregulho fino; marrom e cinza.
	0,60 a 0,85	Alteração de rocha silto-arenosa com pedregulho fino; marrom e cinza; muito compacta.

SPT.05B	Superfície a 0,20	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino e médio; marrom e cinza.
	0,20 a 0,25	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho fino e médio; marrom e cinza; muito compacta.
SPT.06	Superfície a 0,20	Silte arenoso com entulho e matéria orgânica; marrom.
	0,20 a 0,60	Silte arenoso e argiloso com entulho e matéria orgânica; marrom e cinza.
	0,60 a 1,60	Silte arenoso e argiloso com entulho e matéria orgânica; marrom e cinza; fofo.
	1,60 a 2,60	Silte arenoso e argiloso com entulho e matéria orgânica; marrom e cinza; fofo a muito compacto.
	2,60 a 3,30	Silte arenoso e argiloso com entulho e matéria orgânica; marrom e cinza; fofo a medianamente compacto.
	3,30 a 3,70	Silte arenoso com entulho e matéria orgânica; marrom e preto; medianamente compacto.
	3,70 a 4,60	Alteração de rocha silto-arenosa; micácea; marrom e cinza; medianamente compacta.
	4,60 a 6,10	Alteração de rocha silto-arenosa; micácea; marrom e cinza; medianamente compacta; muito compacta.
	6,10 a 6,42	Alteração de rocha areno-siltosa com pedregulho médio e fino; micácea; marrom e cinza; muito compacta.
SPT.07	Superfície a 0,08	Argila arenosa e siltosa (plástica) com raízes capilares e matéria orgânica; marrom e preta.
	0,08 a 0,60	Argila arenosa e siltosa (plástica) com pedregulho fino e raízes capilares; marrom e branca.
	0,60 a 1,15	Argila arenosa e siltosa (plástica) com pedregulho fino e raízes capilares; marrom e branca; média.
	1,15 a 1,70	Argila arenosa e siltosa (plástica); marrom; mole.
	1,70 a 2,40	Argila arenosa (plástica) com pedregulho fino; marrom e amarela; rija e dura.
	2,40 a 3,90	Alteração de rocha silto-arenosa; micácea; marrom e amarela
	3,90 a 4,60	Alteração de rocha silto-arenosa; micácea; marrom e amarela; medianamente compacta.
	4,60 a 5,60	Alteração de rocha silto-arenosa; micácea; marrom e amarela; medianamente compacta; compacta.
	5,60 a 6,05	Alteração de rocha silto-arenosa; micácea; marrom e amarela; medianamente compacta; muito compacta.

Fonte: PROGEO.