



Universidade Estadual Paulista
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

**DINÂMICA DA GERAÇÃO E FLUXO DE CHORUME EM ATERRO
SANITÁRIO DE PEQUENO PORTE A PARTIR DE MONITORAMENTO
GEOFÍSICO**

Lívia Portes Innocenti Helene

Orientador: Prof. Dr. César Augusto Moreira

Tese de Doutorado elaborada junto ao Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Geociências e Meio Ambiente.

Rio Claro – SP

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“Júlio de Mesquita Filho”

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Campus de Rio Claro

Lívia Portes Innocenti Helene

DINÂMICA DA GERAÇÃO E FLUXO DE CHORUME EM ATERRO SANITÁRIO DE
PEQUENO PORTE A PARTIR DE MONITORAMENTO GEOFÍSICO

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociência e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Geociências e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. César Augusto Moreira

Rio Claro -SP

2019

H474d Helene, Livia Portes Innocenti
Dinâmica da geração e fluxo de chorume em aterro sanitário de pequeno porte a partir de monitoramento geofísico / Livia Portes Innocenti Helene. -- Rio Claro, 2019
110 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro
Orientador: César Augusto Moreira

1. Contaminação. 2. Resíduos Sólidos. 3. Atenuação Natural.
I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

LÍVIA PORTES INNOCENTI HELENE

DINÂMICA DA GERAÇÃO E FLUXO DE CHORUME EM ATERRO
SANITÁRIO DE PEQUENO PORTE A PARTIR DE MONITORAMENTO
GEOFÍSICO

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociência e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Geociências e Meio Ambiente.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. César Augusto Moreira – orientador
IGCE/UNESP/Rio Claro (SP)

Prof. Dr. Vagner Roberto Elis
IAG/USP/São Paulo (SP)

Profa. Dra. Giulliana Mondelli
UFABC/Santo André (SP)

Profa. Dra. Vânia Silvia Rosolen
IGCE/UNESP/Rio Claro (SP)

Dr. Daniel Françoso de Godoy
IGCE/UNESP/Rio Claro (SP)

Conceito: Aprovada.

Rio Claro, 03 de julho de 2019

AGRADECIMENTOS

O início, desenvolvimento e finalização deste trabalho é uma conquista que dedico e divido com muitas pessoas, as quais ofereço um singelo agradecimento nessa seção.

Acima de tudo, gratidão a Deus pelas oportunidades que me foram concedidas, pelas pessoas que cruzaram meu caminho, pelas lições aprendidas, pela força e paciência nos momentos difíceis e pelo provimento de tudo que foi necessário durante essa caminhada.

Aos meus amados pais Celisa e Álvaro, e meus irmãos Gabriel e Caio, agradeço o suporte, incentivo e por trazerem alegria e amor para minha vida. Vocês são meu lar. A meu amado João Lucas, agradeço por me incentivar, me ouvir e por sempre se prontificar a me ajudar. Obrigada por compartilhar a vida comigo e trazer ainda mais amor.

A toda a minha família (tias, tios e primos) pelo carinho, em especial o meu primo João Arthur por compartilhar crises, histórias e ideais. Agradeço também a todos os meus amigos (da faculdade, da cidade, dos grupos de vôlei e tecido) pelos momentos de descontração, pela atenção, inspiração e por compartilhar sonhos.

Ao professor César agradeço a dedicação durante os vários anos de trabalho juntos. A ajuda nos trabalhos de campo, a atenção na resolução de dúvidas e nas ótimas considerações que agregaram muito este trabalho. Agradeço o incentivo e auxílio na minha carreira profissional, todas as oportunidades que me deu, e a solicitude na escuta e resolução de problemas acadêmicos e pessoais. Obrigada por ser um ótimo orientador, um exemplo de profissional e um grande amigo.

Um trabalho de campo de geofísica não é tarefa fácil, agradeço a todos que contribuíram diretamente para realização dos trabalhos no Rio Grande do Sul ao longo dos três anos: Lenon, Renata, Karoll, Marly, Antônio e Mariana. Ao Eng. Paulo Nogara, por ceder seu espaço e contribuir com informações sobre a área de estudos. E a Fabíola, pela preocupação e por sempre nos oferecer um almoço com um sorriso no rosto.

A todos os professores da banca de qualificação e defesa e a toda equipe do Programa de Pós-Graduação em Geociências e Ciências Exatas, em especial a Rosângela por toda ajuda.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

RESUMO

Aterros sanitários de resíduos sólidos são a forma de disposição final adequada mais utilizada no mundo devido a suas vantagens operacionais. O processo de instalação, no entanto, exige o desenvolvimento de diversos sistemas tecnológicos a fim de garantir uma disposição de resíduos segura em termos ambientais e de saúde pública. Ainda assim, a contaminação do ambiente subterrâneo pelos produtos da degradação dos resíduos sólidos (chorume) é recorrente. Diante dessas ocorrências, é necessário investigar a área com o objetivo de encontrar as falhas nos sistemas do aterro responsáveis pela contaminação; propor projetos de remediação e monitoramento. Este trabalho aplicou o método geofísico da eletrorresistividade em uma vala de resíduos de um aterro sanitário de pequeno porte com o intuito de diagnosticar a presença de chorume no aquífero e detectar possíveis imperfeições no sistema de impermeabilização. Adicionalmente, por meio de um monitoramento temporal do parâmetro resistividade, entender a dinâmica da geração e fluxo do chorume na área do aterro. Para tanto, o levantamento geofísico contou com 12 linhas de tomografia elétrica, adquiridas durante um período de 3 anos (2016, 2017 e 2018). Para complementar os resultados o método do potencial espontâneo foi aplicado na área no ano de 2018 com o objetivo de adicionar informações a respeito do estágio de degradação dos resíduos sólidos. Os resultados do parâmetro resistividade elétrica são apresentados em seções 2D e modelos de visualização 3D com discussões para o nível mais raso de aquisição, para o nível de instalação do sistema de impermeabilização por geomembrana de PEAD (-4m) e para o nível do aquífero (-10m). A análise dos resultados de resistividade demonstra zonas de acúmulo de chorume em profundidade que provavelmente sugerem um fluxo vertical originado de falhas no sistema de revestimento. O aporte de água para dentro da célula de resíduos e sua consequente percolação no aquífero gerou zonas de acumulação de chorume nas fraturas das rochas adjacentes. Os dados de potencial elétrico natural permitiram a identificação de zonas oxidantes, onde os resíduos estão geoquimicamente estáveis com o meio; e zonas redutoras, que caracterizam áreas com a presença de matéria orgânica biodegradável. Os diferentes estágios de degradação dos resíduos permitem interpretar a forma de disposição dos resíduos e os processos de atenuação vigentes na área. Os resultados são de grande relevância para estudos de áreas contaminadas, uma vez que identifica locais de falhas na impermeabilização. O monitoramento ao longo do tempo sugere os caminhos preferenciais de fluxo, os quais devem ser priorizados nos projetos de contenção de resíduos sólidos urbanos e remediação a fim de impedir a propagação da pluma de chorume no aquífero.

Palavras-chaves: Contaminação. Resistividade. Potencial espontâneo. Aterros sanitários.

ABSTRACT

Landfills are the most widely used destination in the world for municipal solid waste due to their operational advantages. The installation, however, requires the development of several technological systems in order to ensure a safe and environmentally correct disposal of waste. Nevertheless, the contamination of the subsurface by leachate is recurrent. In view of these occurrences, it is necessary to investigate the area in order to find the faults in the landfill systems responsible for the contamination; propose projects for remediation and monitoring of the area. Therefore, this project predicted the application of the resistivity method in order to diagnose the sources of contamination and to detect possible point of percolation through the geomembrane. By means of a temporal monitoring the present project aimed to understand the leachate generation and flow in the landfill area. For this purpose, the geophysical survey consisted of 12 electrical tomography lines, acquired during a three-year acquisition period (2016, 2017 and 2018). To complement the results, the self-potential method was applied in the area in the year 2018 with the purpose of adding information about the solid waste degradation stage. The results of the resistivity parameter are presented in 2D sections and 3D visualization models with discussions for the superficial level of acquisition, for the geomembrane level (-4m) and for the aquifer level (-10m). The analysis over the years allowed the identification of natural attenuation processes that occur in the landfill by the interpretation of preferred flow paths. An analysis of the resistivity results demonstrates areas of accumulation of leachate in depth suggesting a vertical flow originating from imperfections in the geomembrane. The water supply to the waste cell and its consequent percolation in the aquifer generated areas of accumulation of leachate in the fractures of adjacent rocks. The data of natural electric potential are presented as a map of visualization, and allowed the identification of oxidant zones, where the residues are geochemically stable with the environment; and reducing zones, which characterize areas with the presence of biodegradable organic matter. The different stages of stability of the waste allow interpreting the attenuation processes in the area. The results are of great relevance for studies of contaminated areas, since it accurately identifies sites of imperfection in the geomembrane. Monitoring over time suggests preferred flow paths, which should be prioritized in containment projects to prevent the contaminant to spread.

Keywords: Contamination. Resistivity. Self-potential. Landfill.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Destinação dos resíduos sólidos coletados no Brasil no período 2008-2017.....	17
Figura 2– Principais sistemas presentes em um aterro sanitário.....	19
Figura 3 – Composição do chorume em relação a fase de degradação dos resíduos sólidos biodegradáveis.....	24
Figura 4 - Percolação através de geomembrana, solo e sistema composto.....	28
Figura 5 – Fenômenos de propagação de corrente elétrica nos materiais geológicos: a) condução eletrolítica, b) condução eletrônica.....	35
Figura 6 – Resistividade ao longo de um meio homogêneo.....	36
Figura 7 – Propagação de campo elétrico em meio tridimensional por meio de um dispositivo de quatro eletrodos.....	37
Figura 8 - Procedimento de aquisição de dados pela técnica da tomografia elétrica em arranjo Schlumberger.....	39
Figura 9 – Distribuição dos eletrodos no arranjo Schlumberger.....	40
Figura 10– Sensibilidade do arranjo Schlumberger em ambiente homogêneo.....	40
Figura 11 - Ilustração da resposta SP aos potenciais de fluxo e mineral.....	43
Figura 12 – Diferença de potencial redox registradas por um voltímetro.....	45
Figura 13 – Representação do potencial de oxirredução.....	46
Figura 14 – Procedimento de campo para aquisição de dados de polarização espontânea.....	47
Figura 15 – Localização do aterro sanitário estudado.....	48
Figura 16 – Esquema ilustrativo do aterro sanitário de Vila Nova do Sul (sem escala).....	49
Figura 17 – Detalhes da área de estudo: a) poço de monitoramento e b) tanque de chorume..	49
Figura 18 - Mapa geológico regional com destaque para área de estudos.....	52
Figura 19 - Perfil de solo e afloramentos de rochas na área de estudo.....	53
Figura 20 – Variação da precipitação anual durante o período entre 2008 e 2018.....	54
Figura 21 – Mapa hidrogeológico regional.....	55
Figura 22 – Características fisiográficas da área de estudos (topografia e hidrografia).....	56
Figura 23 – Disposição das linhas de tomografia elétrica.....	57

Figura 24 – Equipamento Terrameter LS, bateria e cabos; b) eletrodos na área de estudos....	58
Figura 25 – Equipamento Terrameter SAS4000, bateria, cabo e eletrodo.....	59
Figura 26 – Modelos de inversão de resistividade elétrica para o ano de 2016 com destaque para níveis da geomembrana e do nível freático.....	65
Figura 27 – Modelo 3D de resistividade elétrica para o ano de 2016.....	67
Figura 28 – Modelos de isosuperfície de resistividade para os níveis de profundidade da geomembrana e do nível do aquífero com vista superior e inferior (2016).....	67
Figura 29 – Modelos de inversão de resistividade elétrica para o ano de 2017 com destaque para níveis da geomembrana e do nível freático.....	69
Figura 30 – Modelo 3D de resistividade elétrica para o ano de 2017.....	71
Figura 31 – Modelos de isosuperfície de resistividade para os níveis de profundidade da geomembrana e do nível do aquífero com vista superior e inferior (2017)	71
Figura 32 - Modelos de inversão de resistividade elétrica para o ano de 2018 com destaque para níveis da geomembrana e do nível freático.....	73
Figura 33 – Modelo 3D de resistividade elétrica para o ano de 2018.....	75
Figura 34 – Modelos de isosuperfície de resistividade para os níveis de profundidade da geomembrana e do nível do aquífero com vista superior e inferior (2018)	75
Figura 35 – Mapas de resistividade elétrica para o nível superficial, nível da geomembrana e nível do aquífero ao longo dos três anos (2016, 2017 e 2018)	77
Figura 36 – Visão inferior do nível da geomembrana (-4m) e aquífero (-10m) (2016-2018)	80
Figura 37 – Mapa de potencial elétrico natural e de resistividade para os níveis da geomembrana e do aquífero.....	82
Figura 38 – Mapas de potencial elétrico natural e de resistividade para o primeiro nível de investigação com destaque para zonas de geração e acúmulo de churume.....	84
Figura 39 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2016 – linhas 1 a 6.....	96
Figura 40 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2016 – linhas 7 a 12.....	97
Figura 41 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2017 – linhas 1 a 6.....	98
Figura 42 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2017 – linhas 7 a 12.....	99
Figura 43 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2018 – linhas 1 a 6.....	100
Figura 44 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2018 – linhas 7 a 12.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição do chorume de acordo com a idade dos resíduos (TCHOBANOGLIOUS & KREITH, 2002).....	23
Tabela 2 – Vazão percolada de acordo com a qualidade de instalação (UESPA, 1991).....	28

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	10
1.1	Contextualização.....	10
1.2	Problemática e Justificativa.....	11
1.3	Premissas.....	13
2.	HIPÓTESE E OBJETIVOS.....	15
2.1	Hipótese.....	15
2.2	Objetivo.....	15
3.	ATERROS SANITÁRIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	16
3.1	Aspectos construtivos.....	17
3.2	Problemas ambientais em áreas de aterros sanitários.....	21
3.2.1	<i>Geração de Chorume.....</i>	22
3.2.1	<i>Falha no sistema de impermeabilização.....</i>	26
3.3	Contaminação da subsuperfície por chorume.....	29
3.3.1	<i>Comportamento do chorume em subsuperfície.....</i>	29
3.3.2	<i>Diagnóstico ambiental em áreas de aterro sanitário.....</i>	32
4.	MÉTODOS GEOELÉTRICOS.....	34
4.1	Método da Eletrorresistividade.....	35
4.1.1	<i>Teoria do método.....</i>	35
4.1.2	<i>Técnica de aquisição de arranjo de eletrodos.....</i>	38
4.2	Método do Potencial Espontâneo.....	41
4.2.1	<i>Teoria do método.....</i>	41
4.2.2	<i>Arranjo de aquisição.....</i>	46
5.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS.....	48
5.1	Características Fisiográficas.....	50
5.1.1	<i>Geologia, Geomorfologia, Pedologia.....</i>	50
5.1.2	<i>Hidrologia e Clima.....</i>	54
6.	AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS.....	57
6.1	Aquisição dos dados.....	57
6.2	Processamento dos dados.....	60
6.2.1	<i>Seções de inversão de resistividade elétrica.....</i>	60
6.2.2	<i>Modelos de visualização de resistividade e potencial espontâneo.....</i>	61
7.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	63
7.1	Eletrorresistividade.....	63
7.1.1	<i>Fase 1: 2016.....</i>	63
7.1.2	<i>Fase 2: 2017.....</i>	68
7.1.3	<i>Fase 3: 2018.....</i>	72
7.1.4	<i>Evolução Temporal.....</i>	76
7.2	Potencial Espontâneo.....	81
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	86
	REFERÊNCIAS.....	89
	APÊNDICE A.....	96
	ANEXO A.....	102

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

O gerenciamento de resíduos sólidos pode ser considerado um dos grandes desafios ambientais, econômicos e sociais da atualidade. A geração de resíduos tem acompanhado as atividades antrópicas desde o início da industrialização, entretanto, a criticidade atual do problema é caracterizada pelo grande volume de resíduos sólidos urbanos gerado por uma população que hoje chega a 7,5 bilhões de pessoas (WILLIANS, 2005).

Assim como as demais áreas do saneamento, a complexidade da prestação dos serviços públicos de coleta, transporte, tratamento e disposição dos resíduos envolvem além de conflitos políticos, dificuldades técnicas e escassez de recursos (REDDY, 2011). A pressão sobre o gerenciamento de resíduos é ainda maior tendo em vista que o resíduo é o mais visível e perceptível dos problemas ambientais nas áreas urbanas.

O cenário atual da gestão de resíduos sólidos na grande maioria dos países em desenvolvimento, inclusive no Brasil, é da existência de uma legislação que sugere uma eficiência do gerenciamento a partir da diminuição do consumo e do tratamento dos resíduos, mas que acabam sendo pouco efetivas na prática.

O encaminhamento de 55% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados para aterros sanitários é uma conquista importante quando considerado o histórico de disposição em locais inapropriados, sem qualquer proteção ambiental ou preocupação social (BRASIL, 2018; IPEA, 2012). Os aterros sanitários são empreendimentos que envolvem o armazenamento e isolamento dos resíduos no solo em locais distantes de grandes centros urbanos e com sistemas de controle ambiental adequado para que ocorra a degradação natural dos resíduos (TCHOBANOGLUS & KREITH, 2002).

A preferência mundial pela disposição final em aterros sanitários é devida principalmente aos benefícios operacionais e financeiros. Quando comparado a outras técnicas, os aterros apresentam o menor custo de investimento e operação. O grande diferencial, entretanto, é a simplicidade na operação e a possibilidade de receber diferentes tipos e volumes de resíduos sem prejudicar sua eficiência (HUNG et al., 2014).

Apesar das claras vantagens, os aterros não permitem o aproveitamento imediato dos resíduos, demandam grandes áreas de implantação e a operação está sujeita a variações climáticas que interferem nos processos de decomposição. Além disso, apesar de serem projetados baseado em critérios técnicos rigorosos, alguns problemas são comuns aos aterros

sanitários, entre eles, a contaminação do solo e das águas subterrâneas por chorume, produto da decomposição dos resíduos (CHRISTENSEN, 2011; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2011).

Os casos de aterros sanitários de pequeno porte que contaminaram o ambiente subterrâneo são recorrentes, ocasionados muitas vezes pela implantação do aterro em áreas vulneráveis, pela operação inadequada ou por falhas nos sistemas de impermeabilização e sistema de coleta e tratamento de chorume.

1.2 Problemática e justificativa

De modo a garantir a segurança ambiental do local onde os resíduos são aterrados devem ser instalados diversos sistemas de controle, principalmente para contenção dos subprodutos da degradação dos resíduos sólidos: o chorume e o metano. A degradação dos resíduos ocorre naturalmente no ambiente pelos processos de oxidação desencadeados pelos microrganismos presentes no solo e nas águas subterrâneas. Os processos ocorrem até que toda a matéria orgânica presente seja mineralizada e retornem aos ciclos biogeoquímicos.

É possível afirmar, portanto, que o aterro sanitário é uma técnica controlada de atenuação natural dos RSU, onde é esperado que os microrganismos degradem a matéria orgânica até que essa não apresente mais riscos ao ambiente. Durante a operação e mesmo após o encerramento do aterro, um programa extenso de monitoramento das condições do solo e das águas subterrâneas deve ser realizado.

Quando a subsuperfície é contaminada, um dos primeiros esforços para remediação é a identificação da abrangência da contaminação pela delimitação da pluma no ambiente subterrâneo. Em áreas de aterro sanitário, esse diagnóstico pode ser oferecido por meio da análise de solo e análise das águas subterrâneas coletadas em poços construídos durante a instalação do aterro.

Apesar de representativos em termos quantitativos, essas análises por métodos diretos podem não ser suficiente em termos espaciais, uma vez que os poços são instalados previamente à contaminação e podem não abranger a área contaminada. A instalação de novos poços auxiliares é muitas vezes inviável, pois podem desestabilizar as camadas de resíduos e acentuar a contaminação (LEHR et al., 2001).

Um dos principais problemas envolvidos no acúmulo de chorume nos aterros são as características hidráulicas dos resíduos sólidos, que são extremamente variadas e de difícil previsão (ZHANG et al., 2013), o que resulta muitas vezes em amostras pouco representativas

das condições reais. Além disso, a concentração de chorume varia muito sazonalmente, por isso, a medição tradicional por amostragem se torna cara e limitada.

Outro problema comum em áreas de aterro sanitário é determinar nos planos de encerramento quando ocorre a completa maturação dos resíduos uma vez que esses apresentam taxas de decomposição que variam com o tipo de resíduo e espacialmente na área do aterro. Em uma análise geoquímica realizada em um aterro com 15 anos de encerramento, Porowska (2016) observou que as análises coletadas demonstram que as concentrações observadas para os componentes do chorume (DBO, DQO, COT e etc.) dizem respeito a diferentes fases de degradação.

No Brasil, segundo a NBR 13896 os aterros devem ser monitorados durante um período de 20 anos após o encerramento das atividades por meio de análises químicas dos parâmetros de potabilidade (ABNT, 1997). Realizar diversas análises para os mais variados compostos que podem estar presentes no chorume pode tornar o monitoramento oneroso.

Apesar dos aterros serem planejados para uma vida útil determinada, os processos de degradação são extensivos por longos períodos após o encerramento das atividades de disposição (WILLIANS, 2005). O monitoramento é então ferramenta necessária para assegurar a qualidade ambiental da área e prevenir maiores riscos devido a possíveis contaminações.

A representatividade dos aterros sanitários no gerenciamento dos resíduos sólidos, a frequência da contaminação do meio pelo chorume, a exigência cada vez maior de novas áreas de aterramento e a larga degradação do meio não permitem que os passivos ambientais sejam negligenciados sem nenhum tratamento ou monitoramento.

Diante desse cenário, uma alternativa ao diagnóstico é a utilização de métodos indiretos para detecção do chorume e do estágio de degradação dos resíduos. O uso de métodos geofísicos, por exemplo, é interessante e pertinente para esse tipo de caso, pois permite uma cobertura espacial e em profundidade da subsuperfície sem intervenção direta no meio e sem apresentar risco aos sistemas operacionais do aterro.

Dentre os métodos geofísicos, os métodos elétricos utilizam o contraste natural entre as propriedades elétricas (condutividade, resistência e polarização) dos materiais para identificar diferentes feições geológicas e também a presença de contaminantes (MILSOM & ERIKSEN, 2011). Para o caso de contaminação por chorume, solução salina saturada composta por materiais orgânicos e inorgânicos, o uso dos métodos elétricos permite sua identificação e são altamente recomendados.

1.3 Premissas

A aplicação de métodos elétricos como o da eletrorresistividade em estudos em aterros sanitários é recorrente e objetiva principalmente o diagnóstico de plumas de contaminação, além da estimativa de profundidade dos resíduos e questões de estabilidade geotécnica (BORTOLIN E MALAGUTTI FILHO, 2010; MONDELLI et al, 2012; LOPES et al., 2012; DE CARLO et al., 2013; MOREIRA et al., 2013; AYOLABI et al., 2015; PARK et al., 2016; MAURYA et al., 2017; RAJI & ADEOYE, 2017).

Os valores de resistividade são bastante variáveis e dependentes da forma de disposição e idade dos resíduos, e das condições locais, como substrato geológico, temperatura média e pluviosidade. Os valores encontrados na literatura e que são atribuídos a presença de chorume no meio geológico variam entre 1 Ω .m para locais próximos da fonte de contaminação e valores inferiores a 50 Ω .m em locais mais atenuados.

Alguns trabalhos usam o método da eletrorresistividade em conjunto com outros métodos elétricos, como o da polarização induzida (ARISTODEMOU & BETTS, 2000; MOURA & MALAGUTTI FILHO, 2003; LAGO et al., 2006; MOREIRA & BRAGA, 2009; ELIS et al.; 2016; DE DONNO & CARDARELL, 2017), e os métodos eletromagnéticos (SILVA et al., 2002). Em todos os casos a aplicação conjunta de métodos aperfeiçoou a investigação e a interpretação dos resultados.

De maneira geral, a identificação do chorume no meio geológico por métodos geofísicos acompanhou o desenvolvimento das técnicas de aquisição e principalmente do processamento dos dados: uma evolução do perfil 2D de inversão de resistividade para complexos modelos 3D são observados na literatura mais atual.

Trabalhos recentes utilizam o método para determinar o grau de saturação da camada de argila usada nos sistemas de impermeabilização dos aterros sanitários (KIBRIA & HOSSAIN, 2015) e são usados na detecção de pontos de vazamento no sistema de cobertura do aterro (GENELLE et al., 2012).

A aplicação do método do Potencial Espontâneo (SP), outro método geoeletrico, também é observada em alguns trabalhos em aterros sanitários (NAUDET et al., 2003; MOREIRA et al., 2013). Esse método mede a diferença de potencial criada a partir da polarização natural dos materiais geológicos. Por ser resultado de condições naturais do meio é intuitivo que os parâmetros físicos e químicos presentes no ambiente subterrâneo tenham interferência significativa nas medições de potencial. As condições de umidade, temperatura,

pH e principalmente Eh (potencial de oxidação) são responsáveis pelo desenvolvimento e pela magnitude do potencial obtido (NYQUIST & CORRY, 2002).

A estabilização da matéria orgânica do aterro pode ser rastreada pela observação do conteúdo de matéria orgânica degradável (BEIDOU et al., 2016). Dessa forma, a variação do potencial elétrico natural permite uma interpretação a respeito dos estágios de degradação da matéria orgânica, o que torna o método atrativo no monitoramento do estágio de maturação do aterro.

O estudo de caso nessa pesquisa é o aterro sanitário municipal de Vila Nova do Sul (RS), atualmente interditado devido a presença de contaminantes nas águas subterrâneas relacionadas a presença de chorume, fato este que onera o município que tem que arcar com a despesa de dispor os resíduos em aterros sanitários de municípios vizinhos.

A proposta para a resolução da problemática incluiu o uso de métodos geofísicos elétricos para diagnóstico ambiental acerca da distribuição do chorume em subsuperfície, identificação de possíveis falhas nos sistemas construtivos do aterro, monitoramento e determinação da estabilidade química do aterro frente as reações naturais de degradação que envolvem os resíduos sólidos urbanos.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

2.1 Hipótese

Baseado no fato de que a operação de aterros sanitários envolve o lançamento dos resíduos sólidos em áreas de base impermeável, a compactação pelo trânsito de máquinas pode eventualmente resultar em perfurações no sistema de impermeabilização. O avanço dos processos de degradação da matéria orgânica contida nos resíduos gera subprodutos como biogás e chorume. Rupturas no sistema de impermeabilização podem resultar na contaminação do aquífero.

Diante do exposto, a hipótese deste trabalho é determinar a possibilidade do reconhecimento de pontos de percolação de chorume na base de aterros sanitários a partir de monitoramento geofísico.

2.2 Objetivos

Análise da evolução temporal da degradação de matéria orgânica numa célula de resíduos sólidos domiciliares de pequeno porte e dinâmica do fluxo de chorume em seu interior e no aquífero, baseado em indícios de danos no sistema de impermeabilização a partir de monitoramento geofísico e condicionantes físico-químicos.

Os principais objetivos específicos deste trabalho são:

- Avaliar o potencial do uso de geofísica no reconhecimento de falhas no sistema de impermeabilização por geomembrana na base de célula desativada de lançamento de resíduos.
- Identificar os locais de percolação e monitorar fluxo de chorume do interior da célula de resíduos para o aquífero sotoposto por meio de investigações geofísicas.
- Investigar a evolução do processo de estabilidade química da matéria orgânica por meio da variação temporal dos parâmetros físicos resistividade elétrica e potencial elétrico natural, por aplicação dos métodos da Eletrorresistividade e do Potencial Espontâneo.
- Estimar o tempo necessário para término de geração de chorume pela análise de parâmetros físicos adquiridos de forma indireta, mas sensíveis a variações de salinidade do chorume e a oxidação de matéria orgânica.

3 ATERROS SANITÁRIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os aterros sanitários são a última instância para qual os resíduos sólidos devem ser dispostos dentro de um cenário ideal de gestão. O bom gerenciamento exige uma correta caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos que são gerados, pois auxiliam na determinação do melhor método de gerenciamento para diferentes materiais, no planejamento de um programa de compostagem e reciclagem, no dimensionamento de aterros sanitários e usinas de recuperação de energia, e na estimativa de custos (REDDY, 2011). Nesse sentido, é esperado que apenas os resíduos considerados rejeitos devem ser encaminhados aos aterros, ou seja, aqueles que já não podem mais ser aproveitados de forma material ou energética.

A técnica utilizada nos aterros sanitários consiste na disposição e armazenamento de resíduos no solo de forma a não causar prejuízos à saúde pública e ao ambiente; são muito bem desenvolvidos tecnicamente e são locados, planejados e operados de forma a garantir o cumprimento de legislações ambientais (REDDY, 2011). São uma forma de disposição final para os rejeitos gerados nos domicílios, comércios e estabelecimentos.

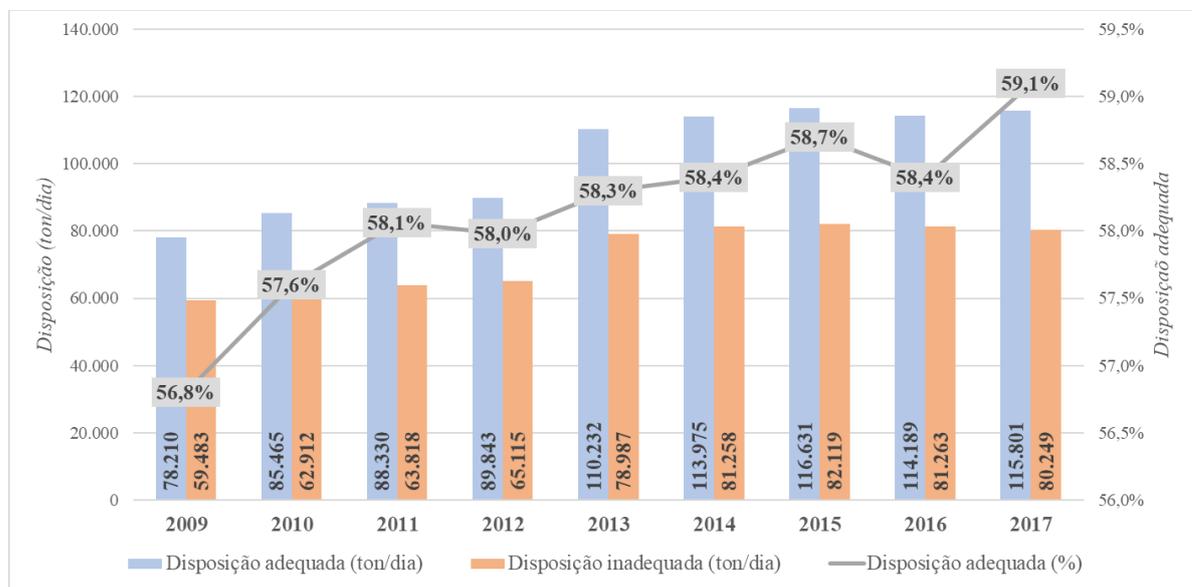
Os aterros merecem destaque quanto a flexibilidade operacional quando comparados a outras formas de gerenciamento de resíduos. A disposição dos resíduos no solo não apresenta exigências quanto ao tipo, formato, ou composição do resíduo aterrado; por outro lado, técnicas como compostagem, incineração e digestão anaeróbia operam de forma mais controlada e requerem homogeneidade na forma e nas propriedades químicas dos resíduos (ABBASI et al., 2012).

Desde a criação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) na forma da Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010, existe uma maior preocupação com o encaminhamento de resíduos sólidos urbanos para destinos ambientalmente adequados e, portanto, o gerenciamento de resíduos e a disposição em aterros sanitários são hoje questões públicas recorrentes (BRASIL, 2010).

A gestão de resíduos é considerada como descentralizada, uma vez que envolve diferentes instituições públicas, privadas e membros da sociedade civil. A segregação e o acondicionamento dos resíduos sólidos cabem aos geradores, ou seja, é de responsabilidade da população. A coleta e a disposição dos resíduos sólidos gerados nos domicílios, comércios e prédios públicos cabem às prefeituras municipais. Geradores de grandes volumes ou de resíduos perigosos, na sua maioria indústrias, são responsáveis por todas as etapas de gerenciamentos, destinando os resíduos sólidos a aterros industriais especializados.

Nos últimos anos, a destinação adequada dos resíduos sólidos tem aumentado sua representatividade, ainda que de forma gradual (Figura 1). O aumento pouco significativo da quantidade de resíduos sólidos que são encaminhados para aterros sanitários no período de 2008-2017 reflete a situação de muitos municípios brasileiros, principalmente pequenos municípios que não possuem recursos financeiros ou corpo técnico capacitado para identificar e gerenciar os problemas relacionados aos resíduos sólidos e aos aterros sanitários.

Figura 1 – Disposição final dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil entre 2008-2017



Fonte: ABRELPE, 2017

A implantação de novas áreas para a construção de aterros sanitários está sujeita ao licenciamento ambiental e ao cumprimento de diversas normas técnicas que consideram tanto a eficiência ambiental quanto a econômica. As externalidades negativas e os mecanismos de controle de poluição devem fazer parte dos custos de um projeto de implantação tanto quanto os custos de distribuição e transporte.

3.1 Aspectos construtivos e operacionais

O primeiro estudo a ser realizado para a implantação de novos aterros sanitários diz respeito a localização. Os aterros devem ser locados em áreas menos vulneráveis e distantes de centros urbanos devido ao potencial de causar impactos significativos ao ambiente.

Áreas de vulnerabilidade ambiental naturalmente apresentam riscos para ocupação humana e o desenvolvimento de empreendimentos como aterros sanitários podem agravar os possíveis problemas ambientais e sociais. Locais sujeitos a eventos naturais, terrenos cársticos e terrenos com problemas de fundação devem ser evitados (WILLIANS, 2005).

Para tanto, é necessário um conhecimento detalhado das condições geológicas e hidrológicas das áreas potenciais de implantação. O tipo de aquífero, permeabilidade e profundidade do nível d'água são apenas alguns dos parâmetros que auxiliam na seleção de áreas mais favoráveis.

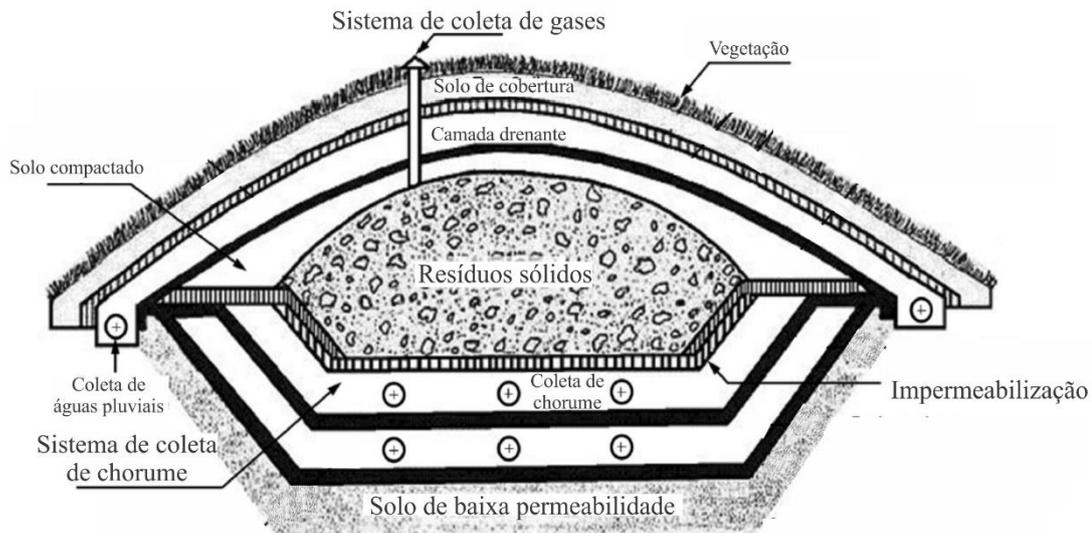
Exemplos de áreas favoráveis são embasamentos argilosos, que possuem baixa permeabilidade e podem apresentar um isolamento satisfatório da massa de resíduos em relação as águas subterrâneas. Da mesma forma, locais onde as águas subterrâneas são encontradas em grandes profundidades também apresentam menor vulnerabilidade aos impactos negativos dos aterros sanitários (WILLIANS, 2005; ABBASI et al., 2012; ERDOGAN & ZAIMOGLU, 2015). No Brasil, os critérios técnicos são definidos pela norma NBR 13896 que fixa normas para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos sólidos urbanos (ABNT, 1997).

Em seguida a escolha da área de instalação do aterro, deve ser determinada a forma na qual os resíduos vão ser depositados. Os resíduos podem ser aterrados em valas abaixo da cota do terreno ou empilhadas sobre a superfície (TCHOBANOGLIOUS & KREITH, 2002)

Independente da forma de aterramento mais adequado para a realidade de cada projeto, alguns aspectos construtivos são comuns a todas as formas. São eles: sistema de impermeabilização; sistema de drenagem e tratamento de chorume; sistema de coleta e tratamento de gases; sistema de drenagem de águas pluviais; sistema de cobertura e sistema de monitoramento de águas subterrâneas (Figura 2) (AZIZ et al., 2014). No Brasil, os critérios técnicos são definidos pela norma NBR 13896 que fixa normas para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos sólidos urbanos (ABNT, 1997).

O sistema de impermeabilização é o elemento de proteção ambiental destinado a isolar os resíduos do solo natural subjacente, de maneira a minimizar a percolação de poluentes. Consiste na alocação de material natural e/ou sintético ao redor das paredes e na base do aterro. O material deve ser impermeável para prevenir a contaminação, principalmente quando o sistema de drenagem falha durante a operação (BAIRD & CANN, 2008; HAUSER, 2009).

Figura 2 – Principais elementos presentes em um aterro sanitário



Fonte Adaptado de AZIZ et al., 2014

O controle e remoção dos líquidos gerados no interior dos aterros sanitários é feito pelo sistema de drenagem e tratamento de chorume. A drenagem do chorume ocorre por meio de canalizações localizadas na base dos aterros, que coletam e transportam por gravidade o chorume até um sistema de tratamento.

A produção de chorume num aterro sanitário tem relação direta com a quantidade de água pluvial que infiltra na massa de resíduos. Dessa forma, o sistema de drenagem de águas pluviais e o sistema de cobertura são estruturados para que uma parcela mínima das águas que precipitam na área do aterro atinja os resíduos.

Mesmo com o sistema de impermeabilização e de coleta de chorume, parte desse poluente pode atingir as águas subterrâneas de forma a contaminar o aquífero local. Assim, o sistema de monitoramento das águas subterrâneas objetiva a avaliação sistemática e temporal das alterações da qualidade das águas subterrâneas por meio da coleta de amostras em poços de monitoramento instalados a montante e a jusante da área.

O sistema de coleta e tratamento de gases objetiva reduzir a quantidade de metano, subproduto dos processos de degradação, que escapam para atmosfera. A produção de metano em um aterro considerado maduro, ou seja, em estágio final de degradação é consideravelmente alta. Essa concentração pode causar prejuízos atmosféricos pelo aumento dos gases de efeito estufa.

O tratamento consiste, portanto, na queima do gás metano em drenos impermeáveis em suas bases que coletam os gases do interior do aterro e transportam até a superfície.

Quando queimado, o metano libera gás carbônico, que tem um potencial muito menor de causar o efeito estufa quando comparado ao metano (BAIRD & CANN, 2008).

A operação dos aterros sanitários ocorre de forma a garantir a qualidade ambiental, assegurar a proteção da saúde pública e estender a vida útil do aterro. Para tanto, os aterros devem receber somente aqueles resíduos para os quais foram designados e construídos para receber. Um aterro sanitário municipal desenvolvido para receber apenas resíduos sólidos urbanos não deve receber de resíduos perigosos, pois representam riscos operacionais e ambientais.

A primeira etapa da operação consiste no espalhamento dos resíduos na base das valas ou células. Em seguida, ocorre o confinamento dos resíduos no menor volume possível pelo processo de compactação. Por fim, os resíduos são cobertos com uma camada de solo (entre 15 e 20 cm) ao final de cada dia de trabalho (BAIRD & CANN, 2008; REDDY, 2011; AZIZ et al., 2014). Quando a massa de resíduos atinge então a cota máxima para qual foi preparada, encerra-se as operações nessa célula e começa a construção de uma outra célula. Esta forma de operação reduz substancialmente a proliferação de aves, ratos e insetos, reduz os riscos de fogo espontâneo por conta da geração e acúmulo de metano, previne disposição descontrolada de resíduos e movimentos pelo vento e utiliza eficientemente o solo; além de aumentar a vida útil do aterro (HAUSER, 2009; AZIZ et al., 2014).

O encerramento dos aterros sanitários apresenta desafios para a engenharia de remediação devido a quantidade, variedade e idade dos resíduos envolvidos. Os resíduos continuam a sofrer os processos de degradação mesmo após o encerramento, o que gera chorume e principalmente gás metano.

Dessa forma, o encerramento deve considerar técnicas de controle e contenção dos contaminantes dentro da célula de resíduos. Ou seja, estabelecer um sistema que requer baixa manutenção e principalmente apresente uma durabilidade condizente com o tempo de degradação dos resíduos (AZIZ et al, 2014).

Durante sua operação, os aterros sanitários recebem camadas de solo ao final de cada dia de trabalho para a contenção dos resíduos. Na fase de encerramento, por sua vez, a cobertura final é a etapa mais relevante para garantir o isolamento dos resíduos e a sua estabilidade. Ela deve minimizar a infiltração e promover um bom escoamento de drenagem, resistir a erosão, controlar a migração de gases e manter vetores afastados.

A prática mais usual de cobertura final em aterro é o uso de mantas impermeabilizantes de PEAD juntamente com uma camada espessa de solo de cobertura no

nível mais alto do aterro, posicionada de forma a não acumular água, permitindo o escoamento superficial para longe da massa de resíduos.

Alguns trabalhos, entretanto, sugerem técnicas mais avançadas, que consideram que a seleção do tipo de cobertura depende das características construtivas do aterro, da exigência de legislação, mas principalmente das condições climáticas da área.

3.2 Problemas ambientais em áreas de aterros sanitários

Tendo em vista um histórico de disposição irregular de resíduos sólidos e a contaminação de diversas áreas pelo desconhecimento e negligência dos possíveis impactos ambientais, a destinação da maioria dos resíduos sólidos para aterros sanitários é uma importante conquista ambiental, econômica e social.

Apesar da operação dos aterros sanitários ser relativamente simples, os efeitos negativos que normalmente são causados têm origem na descontinuidade das práticas de manejo adequada, como acidentes fatais ou danos de infraestrutura e poluição ambiental (AZIZ et al., 2014).

Os resíduos são alheios ao ambiente em que são aterrados e podem afetá-lo negativamente. Além da dificuldade no desenvolvimento da flora, atração de fauna característica (aves, roedores e insetos) e da geração de odor, entre os principais impactos comuns aos aterros sanitários estão: a geração de gases, instabilidades geotécnicas e contaminação do ambiente subterrâneo pela presença de chorume.

A produção de grandes quantidades de gás carbônico e metano devido a decomposição dos resíduos, faz com que os aterros sejam grandes contribuintes para o aquecimento global, uma vez que o metano é um dos principais gases que causam o efeito estufa. Além disso, por constituírem gases altamente inflamáveis, o risco de explosão é recorrente e os danos podem ser significativos (HAUSER, 2009, AZIZ et al., 2014).

Os gases do aterro também possuem quantidades significativas de outros gases como ácido sulfúrico e compostos orgânicos voláteis (hidrocarbonetos clorados), esses, por sua vez podem ser tóxicos e causar a depleção da camada de ozônio (CHRISTENSEN, 2011).

O processo de subsidência gradual da massa de resíduos pode ser um grave problema para os aterros, a subsidência das camadas superiores pode causar fissuras na argila de impermeabilização, separações na geomembrana e mudanças de declive que afetam a drenagem de água e a erosão, o que resulta em sérios problemas de instabilidade geotécnica (HAUSER, 2009).

A presença de chorume no solo e águas subterrâneas ocasionada pela percolação do mesmo através de imperfeições no sistema de impermeabilização são o foco deste trabalho, e dessa maneira, esses problemas ambientais são discutidos com mais detalhes nos subcapítulos seguintes.

3.2.1 Geração de chorume

A produção de líquidos no aterro é recorrente mesmo após o encerramento do mesmo. A infiltração da água das chuvas no aterro e a umidade natural dos resíduos desencadeiam processos naturais de degradação da matéria orgânica que dá origem ao chorume (ABBASI et al., 2012). Sua composição varia muito com a quantidade e o tipo de resíduo aterrado, mas em geral o chorume é composto por matéria orgânica dissolvida, material inorgânico, metais pesados e compostos xenofóbicos (CHRISTENSEN, 2011; HUNG et al., 2014).

Em termos de matéria orgânica dissolvida essas são de origem variada, representadas principalmente por ácidos orgânicos voláteis como o ácido acético e ácidos subprodutos da quebra de compostos orgânicos de cadeia longa. Devido a origem variada, os compostos orgânicos são medidos em termos de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), COT (Carbono Orgânico Total) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) (AZIZ et al., 2014). Por sua vez, a parte inorgânica do lixiviado consiste de sais inorgânicos como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- e metais pesados como Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} (BAIRD & CANN, 2008).

A concentração dos componentes do chorume é bastante variada. O tipo de resíduo, por exemplo, determina a composição do chorume; dependendo das características do resíduo aterrado o chorume pode ser altamente tóxico. As altas concentrações de matéria orgânica representam um risco aos ecossistemas, e a presença de metais pode contaminar o meio de forma ainda mais acentuada. Outros fatores como quantidade do resíduo, taxa de infiltração, idade e maturidade biológica dos aterros também interferem na sua composição e toxicidade (Tabela 1) (TCHOBANOGLOUS & KREITH, 2002).

Da mesma forma, o volume de chorume gerado também apresenta grandes variações; fatores internos à célula de resíduos como tipo de resíduo, condições de pH, temperatura, umidade e tempo de aterramento interferem no volume produzido (ABBASI et al., 2012). Ao mesmo tempo, fatores externos como precipitação, infiltração e nível d'água também tem papel importante na taxa de geração do chorume (CHRISTENSEN, 2011).

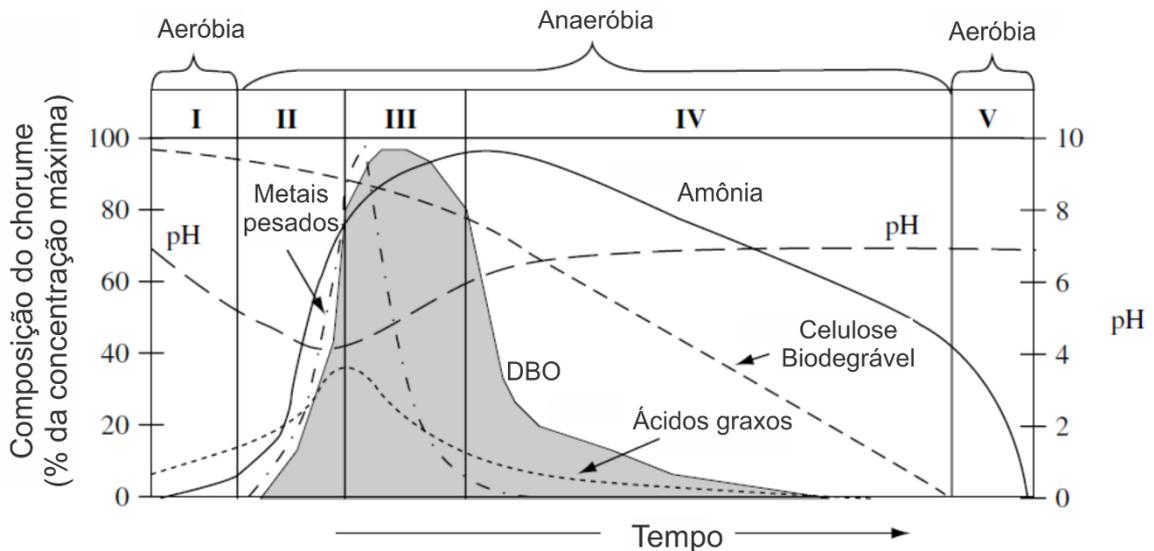
Tabela 1 – Composição do chorume de acordo com a idade dos resíduos
(TCHOBANOGLIOUS & KREITH, 2002)

Constituintes	Valores (mg/L)		
	Aterros novos (menos de 2 anos) Médios	Típicos	Aterros maduros (mais de 10 anos)
DBO ₅	2000-3000	10000	100-200
COT	1500-20000	6000	80-160
DQO	3000-60000	18000	100-500
Sólidos totais	200-2000	500	100-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
Fósforo Total	5-100	30	5-10
Alcalinidade	1000-10000	3000	200-1000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Cálcio	200-3000	1000	100-400
Magnésio	50-1500	250	50-200
Potássio	200-1000	300	50-400
Sódio	200-2500	500	100-200
Cloretos	200-3000	500	100-400
Sulfatos	50-1000	300	20-50
Ferro total	50-1200	60	20-200

A origem predominantemente orgânica dos resíduos sólidos urbanos desencadeia naturalmente reações de degradação catalisadas por microrganismos, esses, a fim de obter energia para suas funções metabólicas, transformam os compostos orgânicos em moléculas mais simples (HUNG et al., 2014).

Vários modelos descrevem os processos de decomposição, com diferenças entre si quanto ao número de fases, tempo de duração de cada fase, e nomenclatura. Em geral, os resíduos apresentam 5 estágios de degradação que ocorrem de forma simultânea dentro da massa de resíduos em diferentes regiões e diferentes profundidades: fase aeróbia inicial, fase anaeróbica ácida, fase metanogênica inicial e fase metanogênica estável, seguida de uma fase aeróbia final (Figura 3) (WILLIAMS, 2005; BAIRD & CANN, 2008; CHRISTENSEN, 2011; ABBASI et al., 2012, HUNG et al., 2014).

Figura 3 – Composição do chorume em relação a fase de degradação dos resíduos sólidos biodegradáveis



Fonte: adaptado de Williams, 2005

O primeiro estágio (I) consiste na degradação aeróbia, que ocorre assim que o resíduo é espalhado na base do aterro, ainda na presença de oxigênio. É a fase mais curta, pois, conforme novas camadas de resíduo vão sendo empilhadas e compactadas, a disponibilidade de oxigênio para as reações diminui. Em aterros de resíduos sólidos nos quais os resíduos possuem altas concentrações de matéria orgânica biodegradável, a depleção de oxigênio ocorre rapidamente.

A degradação na fase aeróbia inicial consiste na oxidação da matéria orgânica em hidrocarbonetos simples, gás carbônico (CO_2) e água (H_2O). Durante a reação ocorre um aumento da temperatura interna da massa de resíduo ($70\text{-}80^\circ$), uma vez que a reação é exotérmica. O principal subproduto formado neste estágio é o CO_2 . Esse ocasiona uma diminuição do pH interno da massa de resíduos, tornando o chorume ácido e com alta capacidade de lixiviação de metais. Outros subprodutos comuns são as cetonas, aldeídos e álcoois que conferem o odor característico dos aterros.

O estágio seguinte é a fase anaeróbia ácida (II), e consiste basicamente de reações de hidrólise e de fermentação. Pela hidrólise, compostos como carboidratos, proteínas e lipídios presentes nos resíduos são solubilizados, formando açúcares simples, aminoácidos e ácidos graxos. O processo também é chamado de acidogênese.

Os açúcares e os aminoácidos são em seguida convertidos a ácidos graxos voláteis, álcoois, hidrogênio, gás carbônico e nitrogênio amoniacal no processo de fermentação. As

bactérias acetogênicas convertem os ácidos graxos voláteis formados em ácidos mais simples, principalmente ácido acético. A presença desses subprodutos contribui para o aumento do pH da massa de resíduos, que atinge valores inferiores a 6, o que possibilita a lixiviação dos metais presentes nos resíduos.

Localmente, onde existem áreas com pH neutro, um equilíbrio entre as bactérias acetogênicas e a metanogênicas dá início a produção de metano na fase denominada metanogênica inicial (III). Diversas reações dentro da massa de resíduos são capazes de gerar metano e como consequência, a concentração desse gás aumenta e a de gás carbônico diminui. O hidrogênio por exemplo é quase inteiramente consumido na produção de metano.

O estágio final e mais duradouro é a fase metanogênica estável (IV), que tem início durante a operação do aterro e perdura por anos após o encerramento. Nesta etapa, o equilíbrio entre os formadores de ácidos e metano torna-se estável; a relação entre metano e gás carbônico reflete a natureza das reações e, portanto, dos resíduos aterrados. A taxa de geração de gases atinge picos nessa fase, enquanto o chorume devido a degradação dos ácidos tem um pH próximo da neutralidade (entre 7 e 8), baixa degradabilidade e baixo conteúdo de metais. No entanto, o conteúdo de sais, principalmente Cl, Na e NH_4^- pode ainda apresentar concentrações elevadas.

Por fim, a fase final de maturação tem caráter aeróbio (V). Com o fim das reações de degradação as bactérias metanotróficas convertem o metano residual em CO_2 e H_2O .

Os estágios de degradação ocorrem de forma simultânea no aterro, o processo mais acelerado de degradação em alguns locais em detrimento de outros ocorre quando as premissas para que as reações ocorram são encontradas em condições ambientais ótimas para cada fase (ABBASI et al., 2012).

Alguns fatores interferem diretamente na taxa de degradação dos resíduos, como a quantidade e qualidade da fração biodegradável. Os resíduos funcionam como nutrientes para as bactérias, e tanto a deficiência quanto o excedente podem ocorrer localmente ou de forma generalizada no aterro.

O conteúdo de umidade afeta a degradação de resíduos por ser determinante no crescimento das bactérias. A umidade intrínseca dos resíduos e a pluviosidade da área podem atingir um conteúdo de água que varia entre 15 e 40% da massa do resíduo. Em condições de baixa umidade, a transferência de substrato e nutrientes dentro da célula de resíduos é limitada e causa um retardo na degradação dos resíduos (CHRISTENSEN, 2011).

Cada fase de degradação possui um valor de temperatura e pH ótimo. O estágio inicial possui pH neutro, seguido por uma fase ácida e que por final atinge valores neutros a

alcalinos. Por sua vez, a temperatura sofre um aumento devido às reações exotérmicas do processo de degradação aeróbio, e, em seguida, atingem temperaturas menores a partir da prevalência das condições anaeróbias.

Apesar dos resíduos sólidos domiciliares não serem classificados como substâncias perigosas, o seu armazenamento não é seguro para o ambiente devido à instabilidade das reações químicas durante os processos de degradação e principalmente pelos subprodutos que são gerados (PAWLOWSKA, 2014). Portanto, quando este não é coletado e destinado de forma correta, pode atingir o ambiente e causar contaminação (ABBASI et al., 2012).

Mesmo quando um sistema de coleta e destinação de chorume é projetado e operado, ele deve ser capaz de suportar o peso dos resíduos compactados, do solo de cobertura e eventualmente de equipamentos. A ocorrência de deflexões na canalização devido a esforço excessivo pode levar ao colapso do sistema, assim como o entupimento da canalização pela precipitação de espécies dissolvidas (AZIZ et al., 2014).

Outro sistema que deve funcionar durante toda a vida útil do aterro para evitar a contaminação por chorume é o sistema de impermeabilização e, para tanto, ele deve ser renovável ou durável a um custo economicamente viável (HAUSER, 2009). Normalmente, a impermeabilização envolve a instalação de uma geomembrana (manta de PEAD) que tem por objetivo isolar a massa de resíduos do subsolo (ALTER, 2012).

3.2.2 Falhas no sistema de impermeabilização

O sistema de impermeabilização é projetado para garantir o isolamento da massa de resíduos do ambiente através da combinação de dois materiais com propriedades complementares, um solo compactado com baixa permeabilidade hidráulica e um revestimento impermeável. É um sistema fundamental nos aterros sanitários no qual o maior objetivo é prevenir que o chorume atinja as águas subterrâneas e superficiais (CHRISTENSEN, 2011).

O solo de baixa permeabilidade mais utilizado no sistema são os solos argilosos; esses são compactados até apresentar uma condutividade hidráulica inferior a $1 \times 10^{-9} \text{m/s}$; sua função é atenuar o fluxo de chorume em direção as águas subterrâneas no caso de imperfeições no revestimento (WILLIANS, 2005).

Entre as opções de revestimento mais utilizadas que configuram os sistemas de impermeabilização está o uso de geomembranas. Também conhecidas como membranas flexíveis, são folhas relativamente finas de materiais termoplásticos ou poliméricos com uma

variedade de ingredientes como carbono, pigmentos, enchimentos, plásticos em geral, anti-degradantes e biocidas.

Os materiais poliméricos utilizados nas geomembranas são o Polietileno de alta densidade (PEAD), Polipropileno (PP) e o Policloreto de polivinila (PVC), com espessuras que variam de 0,5 a 2 mm. O PEAD é o material mais utilizado devido a sua baixíssima permeabilidade, resistência e custo (CHRISTENSEN, 2011).

A geomembrana é um produto amplamente usado em obras de saneamento, principalmente como revestimento de aterros sanitários devido a sua baixa permeabilidade (ordem de 10^{-14} m/s). Entretanto, alguns outros produtos são encontrados em aterros, como geotexteis, revestimentos de argila sintética (bentonitas) e georredes (BOSCOV, 2008).

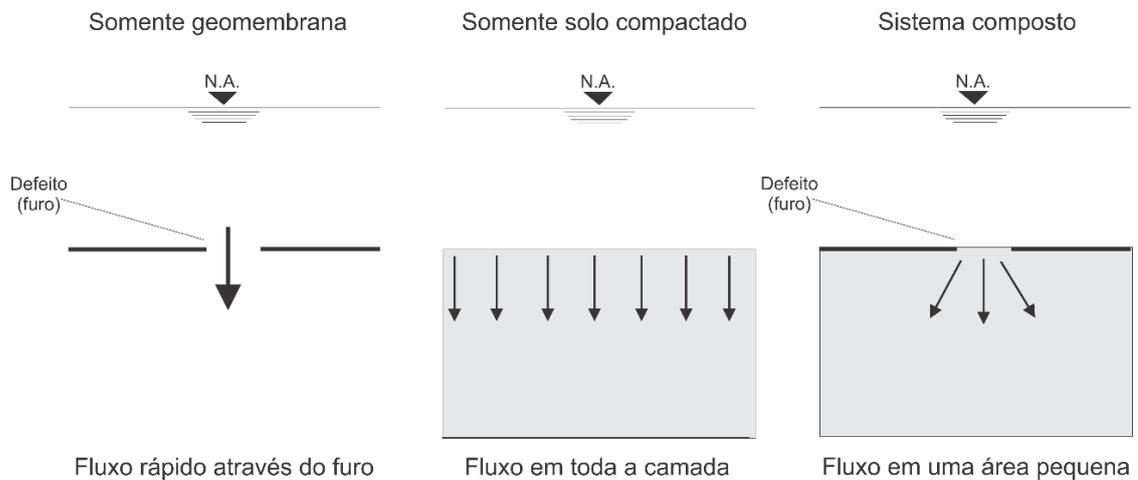
A implantação da geomembrana no aterro deve considerar o esforço causado pelos resíduos e pela camada de revestimento, a resistência química da geomembrana em relação ao chorume, os diferentes assentamentos do solo de fundação além de exigências de deformação em declives laterais e íngremes (TCHOBANOGLIOUS & KREITH, 2002).

Durante a instalação da geomembrana, o coeficiente de expansão deve ser considerado. O enrugamento da superfície da geomembrana afeta a uniformidade da interface com o solo e pode causar imperfeições, ao mesmo tempo, a tensão exagerada afeta a capacidade de resistência a ruptura o que pode resultar no vazamento do chorume (AZIZ et al., 2014).

Ainda que instalada de forma correta, com todos os detalhes técnicos considerados, as geomembranas podem apresentar defeitos, como rasgos ou junções por fusão indevidas. Os rasgos podem aparecer como consequência das tensões mecânicas, das expansões e encolhimentos térmicos da geomembrana e acomodação dos resíduos. Mesmo pequenas falhas podem ocasionar um vazamento superior ao das taxas de transporte pelos processos difusivos que ocorrem dentro da célula de resíduos, e, na ausência de outra forma de proteção, o fluxo de chorume através da geomembrana é irrestrito. Em sua obra, Daniel (1993) discute os padrões de percolação através de geomembrana, solos e sistemas de impermeabilização composto (Figura 4).

O uso do sistema de impermeabilização composto, que incluem solo compactado e geomembrana, são a opção mais utilizada pois apresentam maior segurança no caso de defeitos ou irregularidades que a geomembrana possa apresentar.

Figura 4 - Percolação através de geomembrana, solo e sistema composto



Fonte: adaptado de Daniel, 1993.

O desempenho da geomembrana depende muito da qualidade da instalação. Quando bem colocada, pequenos furos localizados não comprometem a permeabilidade, entretanto, no caso de rasgos ou furos maiores, a permeabilidade aumenta.

A agência ambiental americana (USEPA,1991) classifica a qualidade construtiva do sistema de impermeabilização em excelente, boa e má de acordo com a condutividade hidráulica (k) quantidade de furos por hectare (ha) e área média dos furos (a) (Tabela 2).

Tabela 2 – Vazão percolada de acordo com a qualidade de instalação (USEPA, 1991).

Qualidade da instalação	Revestimento	Parâmetros	Vazão chorume (l/m ² .dia)
Má	Solo compactado	$k= 1 \times 10^{-8}$ m/s	1,12
	Geomembrana	75 furos/ha, $a = 0,1 \text{ cm}^2$	9,35
	Sistema composto	$k= 1 \times 10^{-8}$ m/s, 75 furos/ha, $a = 0,1 \text{ cm}^2$	$9,35 \times 10^{-2}$
Boa	Solo compactado	$k= 1 \times 10^{-9}$ m/s	0,112
	Geomembrana	2,5 furos/ha, $a = 1 \text{ cm}^2$	3,09
	Sistema composto	$k= 1 \times 10^{-9}$ m/s, 2,5 furos/ha, $a = 1 \text{ cm}^2$	$7,48 \times 10^{-4}$
Excelente	Solo compactado	$k= 1 \times 10^{-10}$ m/s	$1,12 \times 10^{-2}$
	Geomembrana	2,5 furos/ha, $a = 0,1 \text{ cm}^2$	0,309
	Sistema composto	$k= 1 \times 10^{-10}$ m/s, 2,5 furos/ha, $a = 0,1 \text{ cm}^2$	$9,35 \times 10^{-5}$

A análise da vazão passível de percolação em caso de revestimento mal instalado, pode significar um aporte considerável de chorume para o subsolo; para o caso de implantação exclusiva da geomembrana, uma vazão de 9,35 l/m².dia pode ser percolada. A presença de um sistema composto diminui significativamente a vazão em qualquer qualidade de instalação, e por isso é hoje o sistema mais utilizado mundialmente (USEPA, 1991).

Em sua obra, Boscov (2008) chama a atenção para a existência de gretas de contração nos solos argilosos lateríticos típicos de regiões tropicais como o Brasil que podem causar fendas que permitem a alta percolação do chorume em sistemas de revestimentos.

A eventual infiltração do chorume na zona vadosa e saturada do aquífero é considerado um dos principais impactos ambientais dos aterros sanitários. Entretanto, os aterros sanitários continuam a ser a principal alternativa globalmente utilizada para a disposição final dos resíduos sólidos. A inexistência de uma alternativa mais atrativa economicamente e com a mesma simplicidade de operação corroboram para preferência da técnica (BAIRD & CANN, 2008; ABBASI et al., 2012).

3.3 Contaminação da subsuperfície por chorume

Apesar do avanço em relação a disposição adequada de resíduos sólidos, que hoje é quase que majoritariamente destinadas a aterros sanitários, a contaminação das águas subterrâneas ainda é uma ameaça recorrente.

Certos processos resultam na atenuação e degradação dos contaminantes, e a taxa com que esses processos ocorrem depende do tempo de residência do contaminante, características físicas e químicas da subsuperfície, volume e composição do chorume. Alguns processos chave que afetam a migração de chorume são discutidas brevemente a seguir.

3.3.1 Comportamento do chorume em subsuperfície

Assim como todo contaminante que atinge a subsuperfície, o chorume está sujeito aos processos transformativos e de transporte que ocorrem no solo e nas águas subterrâneas. A maior ou menor intensidade desses processos depende de condições locais e das características do chorume (BERKOWITZ, 2014).

O chorume é uma solução orgânica constituída por sais inorgânicos e ácidos orgânicos em sua maioria. Devido a heterogeneidade de sua constituição, pode sofrer processos transformativos e de transporte diversos; além disso, conforme ocorre a degradação do

resíduo, a concentração dos constituintes do chorume se modifica, o que torna a interpretação dos processos subterrâneos bastante complexa.

Os processos transformativos são aqueles que causam alterações a nível molecular; e assim as mudanças nas propriedades e estrutura do contaminante refletem diretamente no seu comportamento (BERKOWITZ, 2014). Dessa forma, reações específicas de ordem natural ou antrópica podem desencadear transformações interessantes do ponto de vista ambiental quando resultam em mudanças na concentração ou toxicidade.

Dentre os processos de transformação, a hidrólise tem grande relevância na degradação dos compostos orgânicos do chorume como as amidas, aminas, carboidratos, lipídios, proteínas nitratos e ácidos carboxílicos. Por definição, reações de hidrólise são aquelas que resultam na degradação dos contaminantes em moléculas mais simples pela adição de hidrogênio e íons hidroxilas presentes na água. A ocorrência desse tipo de reação é influenciada pelo pH da água e do contaminante. Para o caso de chorume de aterro sanitário, as diferentes fases de degradação alteram o pH do meio, portanto, as reações de hidrólise ocorrem prioritariamente nas fases iniciais de degradação (CHRISTENSEN et al, 2011).

Outro tipo de reação transformativa que é altamente influenciada pelas fases de degradação do chorume são as reações de oxidação-redução (redox). Essas reações acontecem por meio da transferência de elétrons entre o contaminante e o meio. Ao ganhar elétrons, o contaminante é reduzido, e ao doar elétrons, caso mais comum para quase todos os principais contaminantes, esse é oxidado (SCHURING et al., 2000).

As transformações redox são catalisadas por microrganismos em condições aeróbias e anaeróbias. O contaminante é reduzido se ele ganha elétrons e o doador de elétrons se torna oxidado. A capacidade de oxidação de um sistema aquífero é definida pela habilidade de restringir o desenvolvimento de condições redutoras devido a disponibilidade de espécies oxidantes.

Nas águas subterrâneas por exemplo, há um predomínio de condições redutoras. Nas células de resíduos, por outro lado, podem existir condições de presença de oxigênio nas camadas superiores e de ausência na base da célula.

A grande relevância das reações redox está na capacidade de transformação irreversível do contaminante, o que contribui para a atenuação natural do meio. O grande desafio reside nos diversos parâmetros físicos que podem envolver ou afetar as reações redox, como mudanças no pH e temperatura (ALVAREZ & ILLMAN, 2006).

O processo de atenuação natural também tem grandes contribuições das reações de dissolução e precipitação. A composição química do ambiente, principalmente da água, tem

grande influência na dissolução natural do contaminante; no momento em que o limite de solubilidade na zona saturada é excedido, o contaminante sofre precipitação.

As reações de precipitação são controladas pelas condições ambientais como pH, temperatura, pressão e atividade microbológica. O pH é o principal fator que provoca alterações no limite de solubilidade, principalmente de metais, que ao atingirem a saturação precipitam (LEHR et al., 2001).

O chorume apresenta uma concentração significativa de metais em sua composição que podem sofrer o processo de precipitação. Entretanto, as grandes variações de pH que ocorrem durante o processo de degradação tornam o composto instável, sendo muitas vezes pouco significativos em termos de atenuação natural a curto prazo. Por outro lado, para o caso de massa de resíduos estabilizados, ou seja, em estado avançado de maturação/degradação, em que as condições de pH estão estabilizadas, a precipitação pode trazer resultados positivos em termos de remediação (WILLIANS, 2005).

Enquanto os processos de transformação são interessantes do ponto de vista da atenuação natural e da remediação de áreas contaminadas, o transporte desses contaminantes pode ser interpretado por duas perspectivas.

A primeira, considera que os processos naturais de transporte representam grandes dificuldades em termos de remediação. Uma vez em subsuperfície, os contaminantes estão sujeitos aos processos de transporte, o que acarreta a distribuição da pluma e faz com que o contaminante, a princípio de fonte pontual, cause impacto de grande abrangência.

Essa distribuição espacial é muito difícil de ser prevista, e depende quase que exclusivamente das condições do ambiente geológico, principalmente dos parâmetros hidrogeológicos. Dessa forma, é exigido grande esforço na aquisição de dados para uma correta proposta de remediação e monitoramento.

Por outro lado, uma segunda perspectiva, avalia essa disseminação como algo positivo em termos de atenuação. Os principais processos de degradação são desencadeados por microrganismos e, a existência de condições ambientais ótimas para o desenvolvimento desses é de extrema importância. Muitas vezes, elevadas concentrações do contaminante podem caracterizar ambientes hostis para os microrganismos; nesses casos, a diluição é favorável para que os processos transformativos ocorram (LEHR et al., 2001)

Um dos processos de transporte de contaminantes mais comum e predominantes é o de advecção. Nesse processo, o transporte do contaminante é devido ao fluxo natural da água subterrânea, ou seja, o movimento ocorre por gradiente hidráulico, fluindo sempre para a cota de menor carga hidráulica e de menor resistência, e ambos se movem na mesma velocidade na

zona saturada. Nesses casos, conhecer os parâmetros físicos de fluxo subterrâneo como condutividade hidráulica, porosidade e gradiente hidráulico, é uma forma de prever a direção do fluxo dos contaminantes (ALVAREZ E ILLMAN, 2006; ALTER, 2012).

Por sua vez, o processo de dispersão hidrodinâmica consiste na mistura do contaminante a medida que é transportado na subsuperfície. A dispersão resulta de dois processos: dispersão mecânica (variações na velocidade dos poros dentro do solo ou aquífero) e difusão molecular (devido a gradientes de temperatura) (FREEZE & CHERRY, 1979).

O processo de difusão ocorre tanto na zona vadosa quanto na zona saturada do aquífero, e consiste no transporte de massa (molecular) por diferença de concentração, em que o contaminante (soluto) se movimenta do ambiente de maior concentração para o de menor concentração.

A taxa de transporte é diretamente proporcional ao gradiente de concentração, ou seja, quanto maior a diferença, maior o transporte (BERKOWITZ, 2014). Desse modo, a difusão é independente do fluxo de água subterrânea, uma vez que faz com que os contaminantes se espalhem em direções diferentes daquelas tomadas pelo fluxo (ALTER, 2012).

Outro processo que é considerado como um mecanismo de transporte por retardar o avanço dos contaminantes são os processos de sorção. Esses atuam na remoção dos contaminantes dissolvidos da pluma para a matriz sólida por meio de interações hidrofóbicas, atração eletrostática ou complexação (ALVAREZ E ILLMAN, 2006).

Diagnosticar a situação e revertê-la para condições naturais é um trabalho dispendioso e bastante complexo, e tem início no entendimento dos processos que ocorrem no meio geológico.

3.3.2 Diagnóstico ambiental em áreas de aterros sanitários

O diagnóstico de uma área de aterro sanitário contaminada ocorre primeiramente por meio de uma revisão de todas as informações disponíveis sobre o local: tipo de resíduo recebido, práticas de manejo, dados climatológicos, geológicos e hidrológicos. Em seguida, para a avaliação da melhor técnica de remediação, é necessário determinar a extensão da pluma de contaminação verticalmente e lateralmente (MONDELLI et al, 2012).

Uma vez que o aterramento dos resíduos tem ocorrido ao longo da história, existem inúmeros aterros desativados com problemas como ausência de dados sobre quantidade e composição; aterros que foram alocados por conveniência e não por critérios técnicos e normalmente próximos a áreas urbanas.

Diante de uma contaminação, a avaliação de medidas corretivas deve levar em consideração o desempenho das técnicas, tempo estimado de retorno das condições naturais e custo da implantação e monitoramento. As medidas corretivas podem ser abordadas de forma a remediar a fonte da contaminação ou simplesmente remediar a contaminação conhecida, o que varia de acordo com as características e disponibilidade técnicas e financeiras dos projetos de remediação (ASCE, 2007).

O planejamento da investigação de uma área contaminada requer inicialmente a consideração de fatores como tamanho da área, tipo de solo, declividade e substrato rochoso, propriedades físicas e químicas do contaminante, fluxo subterrâneo e recursos naturais a proteger (ALTER, 2012).

A partir dessas informações tem início a tomada de decisão sobre quais métodos de investigação serão utilizados. Os métodos diretos são aqueles que envolvem a amostragem de solos e águas subterrâneas e análise em laboratório; requerem a instalação de poços de monitoramento do aquífero e medem com precisão a concentração do contaminante nas amostras, porém apresentam como grande desvantagem a baixa representatividade espacial. A performance de poços no diagnóstico de áreas contaminadas é altamente sensível a localização e a profundidade específica do poço. Caso o poço esteja localizado fora dos caminhos de fluxo da pluma de contaminação, e o risco da área nunca poderá ser realmente avaliado (SARA, 2003).

Por outro lado, os métodos indiretos, representados principalmente pelos métodos geofísicos não são invasivos, as medidas dos parâmetros de análise são tomadas na superfície e identificam o contaminante tanto em profundidade quanto espacialmente. São métodos fundamentais na delimitação das plumas de contaminação.

Um diagnóstico mais completo e preciso é fornecido quando os dois métodos são empregados de forma complementar, entretanto, a prática reportada pela agência ambiental americana demonstra que cerca de 50% dos custos de um projeto de investigação são destinados a análises laboratoriais, das quais 95% geram resultados não representativos. Dos 50% restantes, 40% são destinados a trabalhos de campo (planejamento e amostragens) e apenas 10% são usados para desenvolver estudos que ajudam na interpretação da heterogeneidade do meio e que tem influência direta nos resultados analíticos (SARA, 2003).

4 MÉTODOS GEOELÉTRICOS

A geofísica é uma ciência de domínio prático e teórico que objetiva investigar a subsuperfície por meio de métodos capazes de identificar e distinguir os diversos componentes do ambiente subterrâneo por meio de suas propriedades físicas intrínsecas como resistividade elétrica, capacidade de polarização de cargas, magnetismo, densidade, entre outras.

Essas propriedades têm origem em fenômenos físicos naturais como o campo magnético terrestre, o fluxo geotérmico, a propagação de ondas sísmicas, a gravidade, o campo elétrico e o campo eletromagnético, as correntes telúricas e a radioatividade. Assim, os métodos geofísicos podem ser divididos dependendo do fenômeno estudado, em métodos elétricos, sísmicos, gravimétricos, potenciais, geotérmicos e radioativos (MUSSET & KHAN, 2000).

O uso de métodos geofísicos elétricos (geoelétricos) permite a medição de potenciais elétricos e campos eletromagnéticos que ocorrem naturalmente ou são induzidos artificialmente na superfície. As heterogeneidades naturais do ambiente causam contrastes nessas propriedades elétrica e assim é possível identificar feições que distinguem os componentes do meio, suas descontinuidades horizontais e verticais e também corpos tridimensionais (TELFORD et al., 1990; KEAREY et al., 2002).

As aplicações dos métodos geoelétricos são bastante variadas: incluem pesquisa de fontes de águas subterrâneas, detecção de cavidades no meio, presença de falhas e fraturas nas rochas, prospecção de recursos como o petróleo, auxiliam no entendimento da geologia local, no mapeamento de caminhos preferenciais de fluxo de fluidos, localização e delimitação de materiais enterrados, estimativa da profundidade de aterros, mapeamento de plumas de contaminação, monitoramento temporal de mudanças nas propriedades elétricas e principalmente na pesquisa mineral (REYNOLDS, 1997).

Os métodos geofísicos são considerados métodos indiretos, pois causam interferências mínimas na área estudada. Permitem a investigação de grandes áreas em curto período de tempo, e os ensaios apresentam resultados quantitativos e qualitativos em termos de profundidade e lateralidade e o uso combinado de diferentes métodos auxilia na interpretação dos resultados.

Neste trabalho foram usados os métodos elétricos da eletrorresistividade e do potencial espontâneo, brevemente descritos a seguir.

4.1 Método da Eletrorresistividade

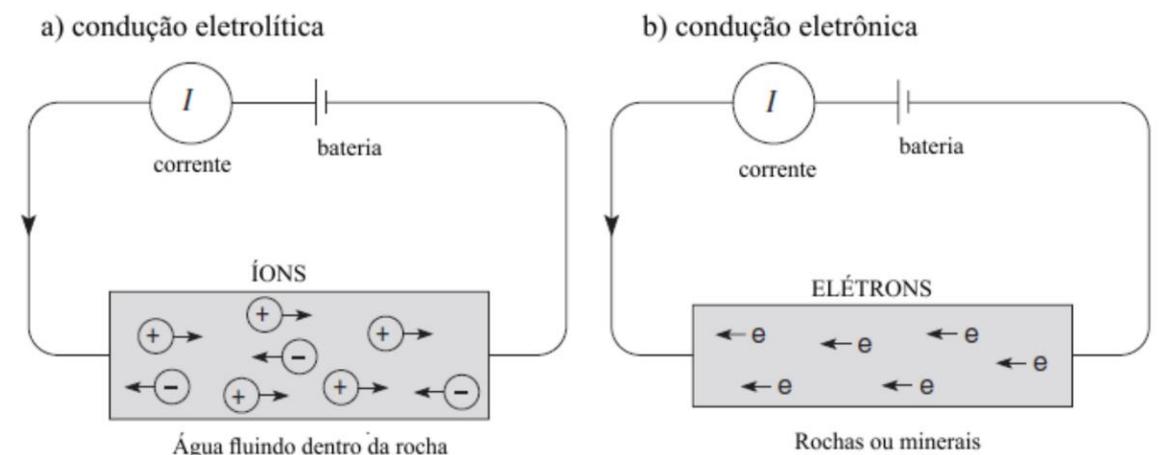
4.1.1 Teoria do método

O método da Eletrorresistividade permite realizar medições da resistividade elétrica dos solos, rochas e águas subterrâneas por meio da aplicação de uma corrente elétrica e da leitura da diferença de potencial resultante. A corrente inserida é propagada no ambiente e assim os valores da diferença de potencial fornecem informações sobre as propriedades elétricas dos materiais da subsuperfície e permite a identificação das heterogeneidades do meio e a distinção dos materiais (KEAREY et al., 2002).

A corrente elétrica representa a quantidade de cargas em movimento causada pela diferença de potencial elétrico existente. No meio geológico, o movimento das cargas pode ser conduzido de duas formas: condução eletrolítica e condução eletrônica (MUSSETT & KHAN, 2000).

A condução eletrolítica ocorre pela movimentação lenta dos íons presentes numa solução eletrolítica e varia de acordo com o tipo de íon, a concentração iônica e a mobilidade dos íons. A condução eletrônica por sua vez é um processo intrínseco dos metais que permite que os elétrons se movam rapidamente e conduzam cargas no processo (Figura 5) (TELFORD et al., 1990; REYNOLDS, 1997; MUSSET & KHAN, 2000).

Figura 5 – Fenômenos de propagação de corrente elétrica nos materiais geológicos: a) condução eletrolítica, b) condução eletrônica



Fonte: adaptado de Musset & Khan, 2000

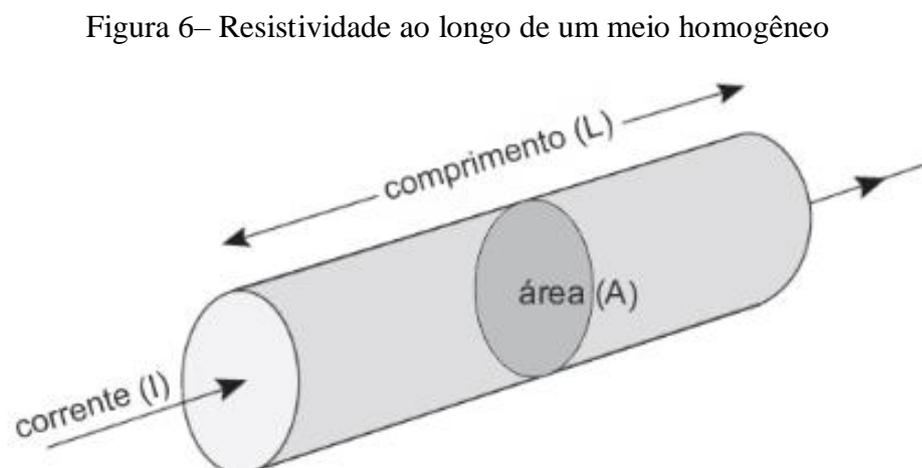
As conduções eletrolíticas e eletrônicas são mais comuns e passíveis de medição. As rochas que apresentam minerais que são bons condutores elétricos propagam a corrente por meio da movimentação dos elétrons. Por outro lado, a maioria das rochas apresentam solução eletrolítica em seus poros (água subterrânea), o que aumenta a condutividade da rocha, mesmo que esta não apresente minerais condutores (REYNOLDS, 1997).

Os materiais geológicos variam amplamente em sua composição e a forma e a intensidade com que a corrente elétrica é propagada fornece informações sobre o tipo de material e sua distribuição geométrica por meio dos valores de resistividade elétrica. Para a maioria dos materiais, a intensidade da corrente elétrica (I) que flui através de um material aumenta proporcionalmente a um aumento da diferença de potencial (ΔV)

$$\Delta V = RI \quad (\text{Equação 1})$$

A constante de proporcionalidade dessa relação é chamada de resistência elétrica do material (R). Materiais homogêneos, mas com dimensões diferentes, podem apresentar valores de resistência elétrica distintos, dessa forma, a grandeza física chamada resistividade elétrica (ρ) é mais apropriada para descrever a propagação de corrente nos materiais geológicos.

No caso de um material homogêneo em formato cilíndrico com comprimento (L) e de área da seção transversal (A) (Figura 6), é definida a relação entre a resistividade elétrica (ρ) e a resistência (R) (Equação 2).



$$\rho = R \frac{A}{L} \quad (\text{Equação 2})$$

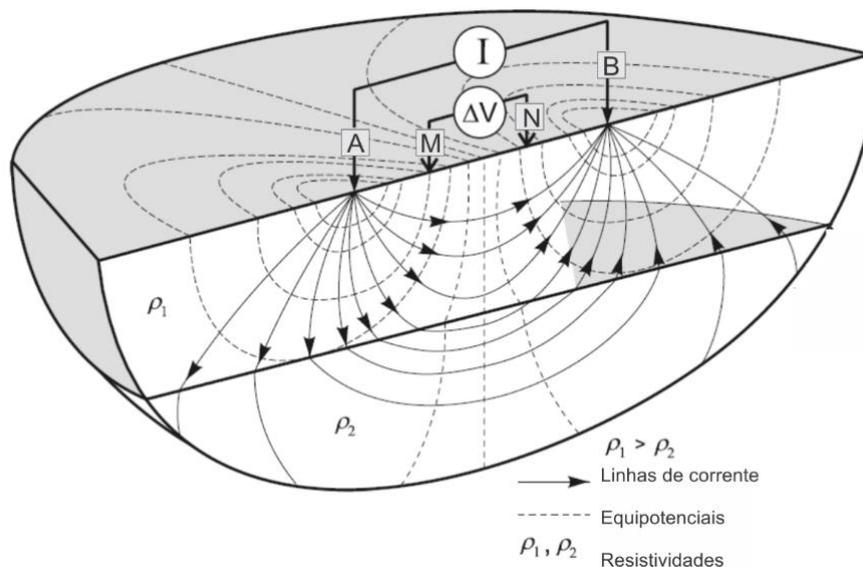
Assim, o parâmetro resistividade elétrica ($\Omega \cdot m$) é o produto da resistência elétrica (Ω) por um comprimento (m) e área da seção (m^2). A união da Equação 1 e da Equação 2 é a base da aplicação do método da eletrorresistividade (Equação 3), e as dimensões do material são consideradas como um fator geométrico (K) (Equação 4).

$$\rho = \frac{\Delta V}{I} \frac{A}{L} \quad (\text{Equação 3})$$

$$\rho = \frac{\Delta V}{I} K \quad (\text{Equação 4})$$

A medição da resistividade dos materiais do ambiente subterrâneo é feita pela introdução de uma corrente elétrica por meio de eletrodos fixados no solo. Os ensaios de resistividade usualmente empregam um sistema de 4 eletrodos, um par de eletrodos para injetar corrente (A e B) e outro para realizar as leituras da diferença de potencial (M e N) (Figura 7) (KNODEL et al., 2007).

Figura 7- Propagação de campo elétrico em meio tridimensional por meio de um dispositivo de quatro eletrodos



Fonte: adaptado de Knodel et al., 2007

Em condições de homogeneidade, a resistividade calculada é constante e independe do espaçamento entre os eletrodos e da sua localização na superfície. Entretanto, em condições de ambiente heterogêneo, situação natural mais comum, a resistividade varia de acordo com a posição dos eletrodos (KEAREY et al., 2002; LOWRIE, 2007).

A magnitude ou intensidade do sinal é intimamente relacionada ao arranjo dos eletrodos. Assim, a diferença de potencial criada entre a distância entre os eletrodos MN é dada pela equação 5.

$$\Delta V = \frac{\rho I}{2\pi} \left\{ \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{MB} \right) - \left(\frac{1}{AN} - \frac{1}{NB} \right) \right\} \quad (\text{Equação 5})$$

As heterogeneidades dos materiais geológicos estão distribuídas tanto lateralmente como em profundidade o que causa distorções no campo elétrico e quando detectadas são traduzidas como anomalias de resistividade (KEAREY et al., 2002). Essa quantidade medida é chamada resistividade aparente (ρ_a) e a geometria dos eletrodos determina o fator geométrico (K) (Equação 6) (TELFORD et al., 1990).

$$\rho_a = \frac{\Delta V}{I} K \quad (\text{Equação 6})$$

A distribuição da corrente ocorre de tal forma que um aumento no espaçamento dos eletrodos de corrente (A e B) causa um aumento da penetração da corrente. A profundidade de investigação tem relação direta com a separação dos eletrodos, e, portanto, devem ser levados em consideração durante o planejamento e operação dos ensaios de resistividade (KEAREY et al., 2002).

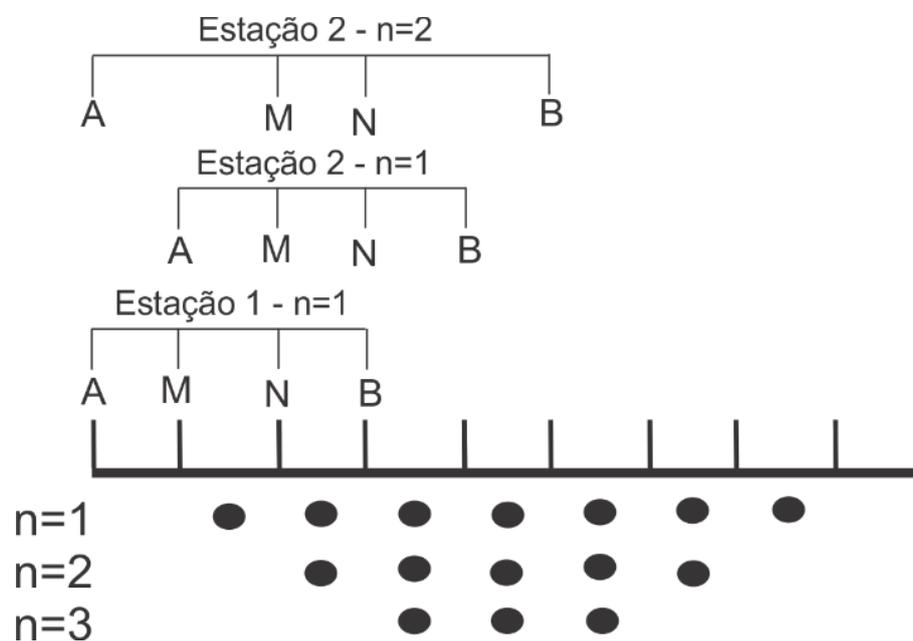
4.1.2 Técnica de aquisição e arranjo de eletrodos

Em estudos ambientais de contaminação os alvos geralmente encontram-se próximos a superfície e o maior interesse na investigação está na determinação espacial dos mesmos. A técnica de campo conduzida para produzir um resultado em termos de distância lateral e em profundidade é a técnica de tomografia elétrica (ERT – *electrical resistivity tomography*).

Na tomografia elétrica os eletrodos são distribuídos ao longo de uma linha e conectados a um cabo ligado ao equipamento, um resistímetro automatizado. Todo o

procedimento de aquisição é controlado por um processador dentro do instrumento, onde sucessivas configurações de 4 eletrodos são escolhidas e modificadas a cada medida. Uma vez que o arranjo realizou as medições na mesma linha, a separação dos eletrodos é dobrada e o processo continua até que os números apropriados de níveis de leitura (n) sejam obtidos (Figura 8) (REYNOLDS, 1997).

Figura 8 – Procedimento de aquisição de dados pela técnica da tomografia elétrica em arranjo Schlumberger

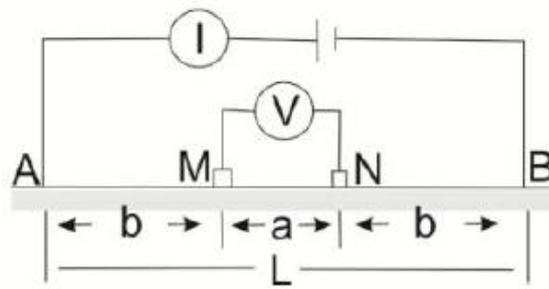


Fonte: autora

O valor da resistividade aparente calculada na aquisição pela técnica da tomografia elétrica depende da geometria dos eletrodos em campo, denominado arranjo. Cada configuração de eletrodos tem suas vantagens e desvantagens no que diz respeito a profundidade de investigação, resolução horizontal e lateral das estruturas e relações sinal/ruído, fatores que são determinantes na escolha de um arranjo para cada estudo.

Dentre os arranjos tradicionalmente usados, o Schlumberger apresenta uma configuração fixa dos eletrodos de potencial no centro do arranjo (distância a), enquanto os eletrodos de corrente são deslocados aumentando o espaçamento a partir do centro (distância b) (Figura 9) (KNODEL et al., 2007).

Figura 9 – Distribuição dos eletrodos no arranjo Schlumberger

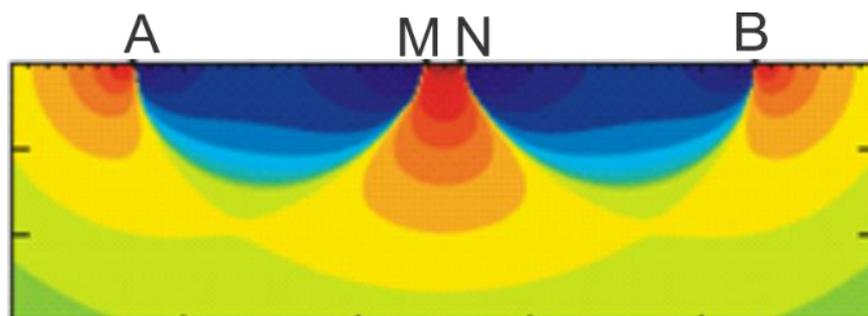


Fonte: Knodel et al., 2007

Para o caso de estudos ambientais que envolvem áreas contaminadas, a forma resultante da massa contaminante dissolvida em água subterrânea é chamada de pluma de contaminação. Quando o sistema é homogêneo e isotrópico, a pluma é geralmente elipsoidal ou em forma de gota (ALVAREZ & ILLMAN, 2006).

O arranjo Schlumberger foi aplicado neste trabalho porque possui uma boa resolução vertical. A forma do sinal em profundidade é côncava e voltada para cima, fortemente influenciado pela condição da subsuperfície abaixo do eletrodo de potencial e apresenta, portanto, boa resolução lateral, característica muito importante na identificação de plumas de contaminantes (Figura 10) (WARD, 1990; KNODEL et al., 2007).

Figura 10 – Sensibilidade do arranjo Schlumberger em ambiente homogêneo



Fonte: Knodel et al., 2007

Os equipamentos usados na aquisição de dados são multifuncionais e permitem a realização dos ensaios sem ser necessário o deslocamento de cabos e eletrodos, o que possibilita a execução de vários tipos de arranjo de forma rápida. A comparação entre as respostas dos diferentes arranjos ajuda na interpretação e na definição dos melhores arranjos para o alvo de interesse (WARD, 1990; MUSSET & KHAN, 2000; MOREIRA et al., 2016).

A condutividade da superfície causada pelo intemperismo e conteúdo de umidade do solo podem interferir na propagação da corrente elétrica. Como o procedimento consiste na aplicação de uma corrente no solo, se a resistência de contato entre eletrodo/solo se torna alta, a corrente aplicada pode diminuir consideravelmente e a medição então é imprecisa. Esse tipo de situação é comum em solo seco, cascalhos e lateritas, e para superar o problema é necessário a introdução de água ou solução salina no solo para aumentar a condutividade (REYNOLDS, 1997). Também em regiões de topografia acentuada ocorre um efeito semelhante, o fluxo de corrente fica concentrado nos vales e dispersam nos morros, o que pode mascarar ou distorcer as anomalias (TELFORD et al., 1990).

O uso do método da eletrorresistividade em estudos ambientais tem mostrado resultados satisfatórios, principalmente em estudos de diagnóstico e monitoramento de locais contaminados. Os resultados de alta resolução e a possibilidade de delimitação lateral dos alvos de interesse são os principais atrativos do uso do método nesses casos.

Os valores de resistividade são bastante variáveis e dependentes do teor de matéria orgânica degradável e da idade dos resíduos, condições locais, como temperatura média e precipitação, e outros (MEJU, 2000; CHRISTENSEN et al., 2001).

4.2 Método do potencial espontâneo

4.2.1 Teoria do método

O método do potencial espontâneo (SP) é um método geofísico que mede as variações no potencial elétrico que ocorrem no ambiente subterrâneo devido a fenômenos naturais de polarização (criação de cargas) (DENTITH & MUDGE, 2014).

Esses fenômenos têm origens diversas e normalmente estão associados com reações eletroquímicas que ocorrem nas águas subterrâneas e na presença de minerais metálicos, principalmente em depósitos de minerais condutores como sulfeto, magnetita e grafita (KEAREY et al., 2002).

É considerado um método passivo de investigação pois não requer a indução de uma corrente elétrica na superfície como os demais métodos elétricos e, assim como outros métodos, seu uso foi ampliado da exclusiva aplicação em pesquisa mineral para investigações de águas subterrâneas, geotermiais, mapeamento geológico e estudos ambientais e geotécnicos (TELFORD et al., 1990).

Os processos que são responsáveis pela geração de um potencial natural são diversos e podem ser divididos em 3 grandes grupos de processos: potenciais eletrocinéticos, potenciais eletroquímicos e potencial mineral.

Os potenciais eletrocinéticos têm como fator comum as águas subterrâneas, seu fluxo e composição. Potenciais elétricos são criados quando a água subterrânea, que pode ser admitida como uma solução eletrolítica (água carregada de íons) flui através dos poros dos materiais geológicos (REYNOLDS, 1997; MUSSET & KAHN, 2000). O transporte dessas cargas desenvolve uma corrente elétrica que possui uma diferença de potencial associada (DENTITH & MUDGE, 2014).

Dentre as origens do potencial eletrocinético criado através do fluxo eletrolítico no meio poroso, o mais comum é conhecido como potencial de fluxo ou de eletrofiltração (REYNOLDS, 1997). Os mecanismos que produzem esse potencial são diversos, incluem as interações entre os íons e a parede dos poros, as diferentes velocidades de fluxo dos diferentes tipos de íons, e dependem das propriedades elétricas do fluido e da rocha hospedeira (NYQUIST & CORRY, 2002; DENTITH & MUDGE, 2014).

O fenômeno que cria o potencial eletrocinético é conhecido como dupla camada elétrica. A presença dos íons dentro do fluido pode induzir correntes elétricas quando a água flui. Os minerais desenvolvem uma dupla camada elétrica quando em contato com um eletrólito, usualmente a superfície mineral fica carregada negativamente. Um campo elétrico é criado perpendicularmente a superfície do mineral que atrai os íons presentes na solução eletrolítica nas proximidades da interface da matriz porosa. O potencial eletrolítico corresponde a mobilidade da dupla camada elétrica induzida pela diferença de pressão do fluido ao longo da interface (JOUNIAUX & ISHIDO, 2012).

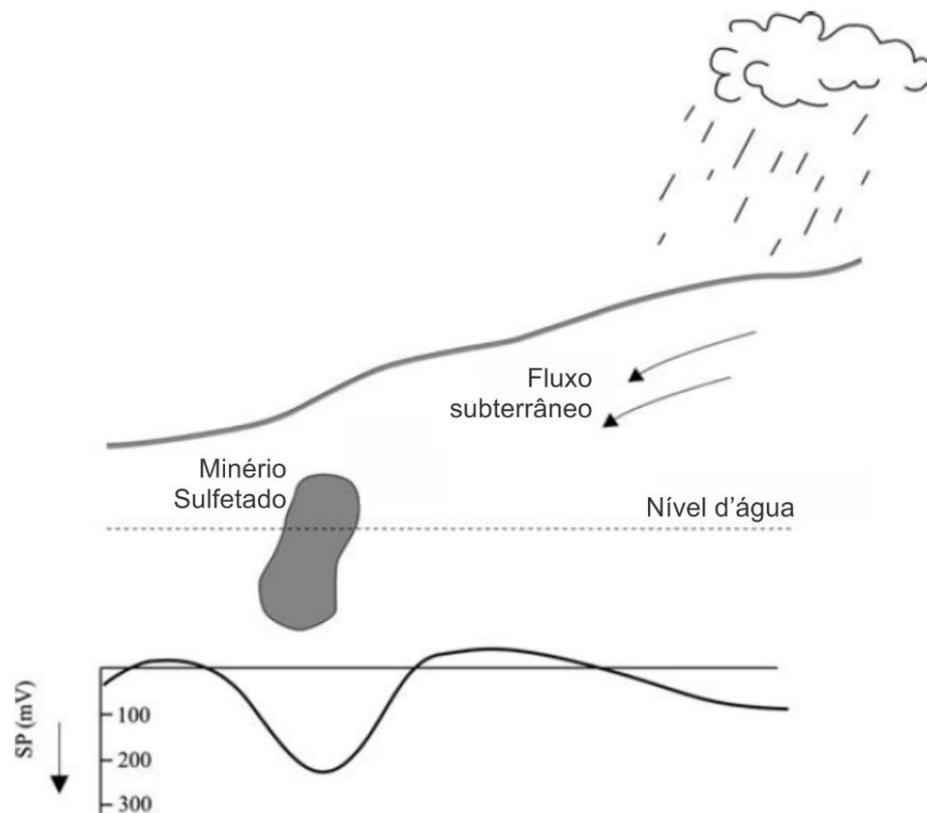
A equação 7 representa o potencial eletrocinético criado pelo fluxo da solução eletrolítica nas rochas, onde ϵ é a constante dielétrica do eletrólito ($F.m^{-1}$), ρ é a resistividade ($\Omega.m$), ζ representa um parâmetro determinado pela capilaridade do meio, p é o gradiente de pressão ($Pa.m^{-1}$) e μ a viscosidade do fluido.

$$E = \frac{\epsilon\rho\zeta p}{4\pi\mu} \quad (\text{Equação 7})$$

Além disso, o fluxo de corrente elétrica criado por esse potencial flui de acordo com o gradiente hidráulico das águas subterrâneas, assim, na direção do fluxo, o potencial tende a apresentar valores mais positivos. Por essa razão, regiões de maior altitude topográfica

tendem a ter grandes anomalias de potencial elétrico negativo, uma vez que as cargas negativas fluem em direção a montante (Figura 11) (REYNOLDS, 1997).

Figura 11 – Ilustração da resposta SP aos potenciais de fluxo e mineral



Fonte: adaptado de Milson e Eriksen, 2011

Outro tipo menos comum do potencial eletrocinético é o bioelétrico, potencial que surge a partir do fluxo da água subterrânea gerado pelos fenômenos de absorção de água pelas raízes das plantas. Apesar de apresentarem pequena magnitude, são significativos em alguns estudos específicos.

Em aterros sanitários, o potencial eletrocinético é originado pela criação de uma diferença de potencial elétrico na passagem do fluido eletrolítico (chorume) em meio poroso, seja no interior dos resíduos ou em pontos de ruptura na geomembrana. A contribuição eletrocinética associada ao fluxo e a difusão são importantes fatores na interpretação da resposta SP (JOUNIAUX & ISHIDO, 2012).

Por sua vez, o potencial eletroquímico é uma fonte importante de anomalias de potencial espontâneo que surge pela diferença de concentração dos eletrólitos na água

subterrânea. Essa diferença gera um fluxo de íons da área de maior concentração para áreas de menor concentração por meio de processos de transporte por difusão. A taxa de difusão dos íons causa um potencial significativo passível de medição (TELFORD et al., 1990). O potencial de difusão é dependente da mobilidade dos íons e da temperatura, conforme representado pela equação 8.

$$E = \frac{RT(Ia-Ic)}{nF(Ia+Ic)} \ln(C1/C2) \quad (\text{Equação 8})$$

O potencial (E) é, portanto, função da constante universal dos gases (R), da temperatura (T), da mobilidade dos ânions (Ia) e dos cátions (Ic), das valências iônicas (n), constante de Faraday (F) e da concentração das soluções (C1 e C2).

A diferença de concentração de chorume na célula é responsável pela geração do potencial eletroquímico em áreas de aterro sanitário. A disposição e compactação dos resíduos na área do aterro não ocorre de forma homogênea, fator que gera naturalmente zonas de acumulação de resíduos biodegradáveis que rapidamente são incorporados ao chorume, e zonas de materiais de difícil degradação. O chorume é um fluido carregado de íons e a diferença de concentração em locais com permeabilidade variável pode resultar num gradiente de difusão iônica e conseqüentemente gerar um potencial elétrico natural.

Tanto o potencial electrocinético quanto o electroquímico apresentam respostas de potenciais espontâneo que são variáveis com o tempo, uma vez que dependem das condições com que a água flui no momento da medição.

Por fim, o potencial mineral é o mecanismo de potencial espontâneo alvo do uso do método em pesquisa mineral, pois está associado com a presença de minérios maciços e grandes anomalias podem ser observadas, principalmente naqueles minerais que são bons condutores eletrônicos como a pirita (REYNOLDS, 1997).

Esses potenciais ocorrem em associação com corpos maciços de sulfetos, grafita, magnetita, carvão antracito e mineralização de manganês. As causas desses potenciais, entretanto, não são completamente entendidas, o modelo mais plausível apresentado é proposto por Sato e Mooney (1960) chamado de “geobateria” e envolve interações electroquímicas entre o minério e a água subterrânea (TELFORD et al., 1990).

No modelo, o minério ocorre em regiões com diferentes potenciais de oxidação, acima e abaixo do nível d’água. Abaixo do nível d’água existe uma meia célula (anodo), onde os íons da solução em contato com minério são oxidados e liberam elétrons. Acima do nível

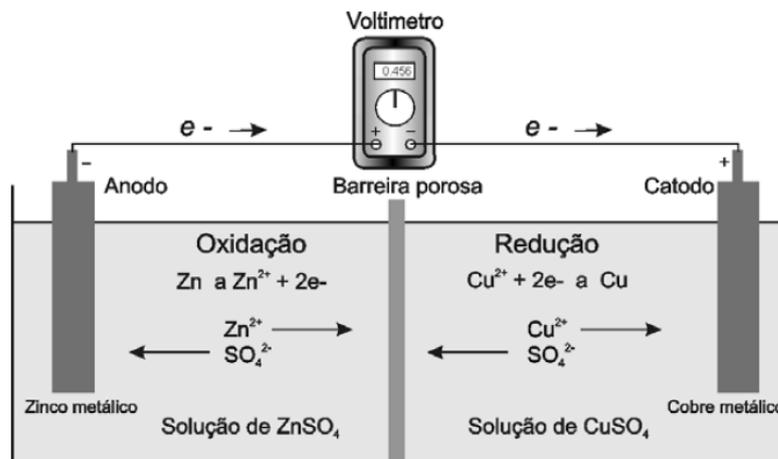
d'água, os íons em solução são reduzidos na outra meia célula (catodo). Isso faz com que a parte mais rasa do minério tenha um potencial negativo quando comparado com as porções mais profundas. Os elétrons livres criados pelas reações abaixo do nível d'água são eletronicamente conduzidas pelo minério para as porções mais rasas e desencadeiam as reações de redução acima do nível d'água. O minério tem, portanto, um papel passivo em agir como um condutor entre o anodo e o catodo transferindo elétrons (SATO & MOONEY, 1960).

O modelo proposto, entretanto, apresenta algumas falhas por não explicar a variação de magnitude entre o potencial teórico e o observado em campo (normalmente superior); como a presença de anomalias em minérios que não são bons condutores; além da necessidade de o minério estar parcialmente acima e abaixo do nível d'água.

Discussões posteriores acerca desse potencial observado em corpos de minérios afirmam que quando um cabo é conectado entre dois materiais em contato eletrolítico e o potencial de oxirredução entre eles cria uma reação espontânea, essa reação é capaz de gerar um potencial elétrico denominado potencial de oxidação (pE). É possível que o potencial medido na “geobateria” seja simplesmente a diferença de potencial de oxidação (pE) entre o minério e o fluido na interface da zona mineral (TELFORD et al., 1990; KEAREY et al., 2002; NYQUIST & CORRY, 2002).

O mesmo gradiente no potencial de oxidação pode existir em estudos ambientais de contaminação, onde gradientes redox podem ser criados devido as reações de transferência de elétrons entre o contaminante e o meio (Figura 12) (NYQUIST & CORRY, 2002).

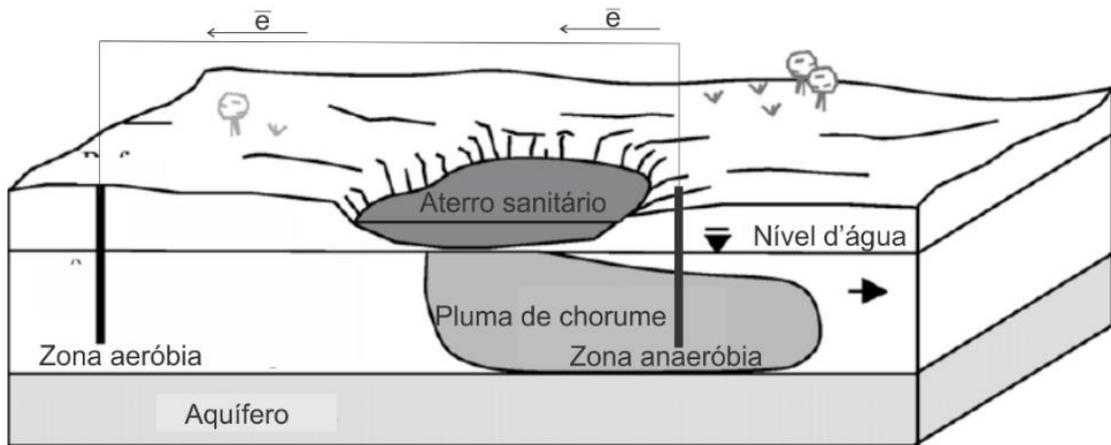
Figura 12 – Diferença de potencial redox registradas por um voltímetro



Fonte: Adaptado de Nyquist & Corry, 2002

O trabalho de Naudet et al., 2003 sugere que as plumas de contaminação ricas em compostos orgânicos se comportam da mesma maneira que as “geobaterias” de minérios. Nesse caso, as plumas são a fonte de um campo elétrico cuja assinatura pode ser obtida na superfície como anomalias de potencial espontâneo, e o potencial é conhecido como potencial de oxirredução (Figura 13).

Figura 13 – Representação do potencial de oxirredução



Fonte: adaptado de Arora et al., 2007

Especificamente em plumas de chorume, elementos inorgânicos podem existir em diversos estados de valência e especiação e podem participar de reações de oxirredução. As reações também podem ser mediadas por microrganismos que decompõem os compostos orgânicos presentes no chorume (ARORA et al., 2007). A degradação da matéria orgânica nos resíduos envolve o consumo de oxigênio e a busca de estabilidade química, com intensa troca de elétrons e geração de um gradiente de potencial elétrico (zonas oxidantes e redutoras) com comportamento de uma “geobateria”, assim como os corpos de minério (SATO & MONEY, 1960; NYQUIST & CORRY, 2002; NAUDET et al., 2003).

4.2.2 Arranjo de aquisição

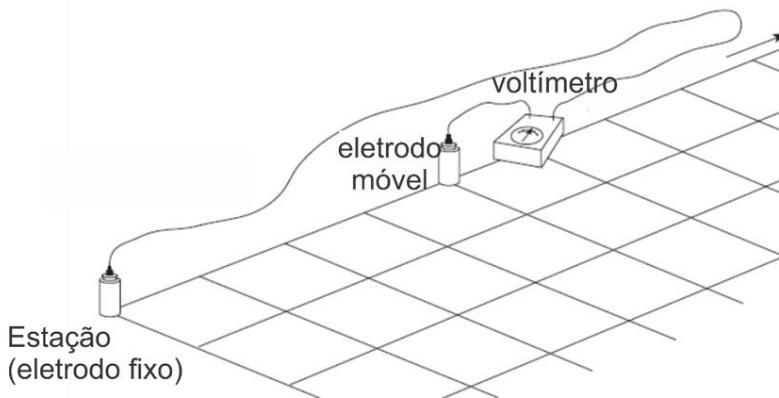
Para a aquisição de dados de potencial espontâneo, são necessários dois eletrodos não polarizáveis conectados a um voltímetro de precisão e alta impedância. Os valores obtidos são expressivamente baixos, sendo que interferências de polarização externas podem propagar erros na medição. Assim, a aquisição de campo deve utilizar eletrodos feitos de materiais não

polarizáveis. Durante a aquisição os eletrodos devem estar preenchidos por uma solução saturada do metal que são construídos e que pode percolar essa solução para o solo através do material poroso na base do eletrodo (TELFORD et al., 1990; REYNOLDS, 1997).

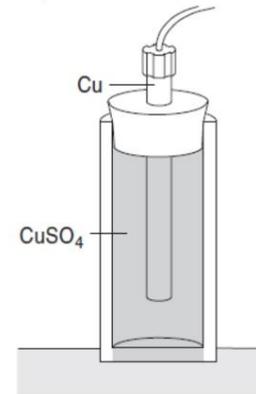
Dentre as técnicas de campo, o arranjo de base fixa consiste em manter um eletrodo fixo em uma estação base em um terreno estável, ou seja, sem anomalias criadas por mineralizações e ausente de contaminantes. A diferença de potencial é medida entre o eletrodo da base e o segundo eletrodo que é movido seguindo uma linha de aquisição (CORWIN, 1990) (Figura 14).

Figura 14 - Procedimento de campo para aquisição de dados de polarização espontânea

a) Ensaio de campo



b) Eletrodo poroso



Fonte: adaptado de Musset & Khan, 2000

Os dados de potencial espontâneo são geralmente interpretados qualitativamente por perfis ou mapas de contorno que apresentam a amplitude dos valores em milivolt (mV), pela polaridade (valores positivos e negativos) (REYNOLDS, 1997). Essa interpretação ocorre pelo entendimento da distribuição do potencial ao redor dos corpos polarizáveis; e a largura média da anomalia sugere uma estimativa aproximada de profundidade (KEAREY et al., 2009).

5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

A área de estudo está localizada no aterro sanitário do município de Vila Nova do Sul (RS), distante 280 quilômetros da capital Porto Alegre e limítrofe aos municípios de Caçapava do Sul, São Gabriel e São Sepé. A população do município apurada no último censo é de 4.221 habitantes, e tem como principais atividades econômicas o comércio e a agricultura (IBGE, 2010).

A prefeitura municipal possui um aterro sanitário próprio de 44.650m² para dispor os resíduos sólidos domiciliares, apesar de ser um município de pequeno porte. A área do aterro fica a 4km do centro da cidade, circundada por propriedades agrícolas, principalmente culturas de soja (Figura 15).

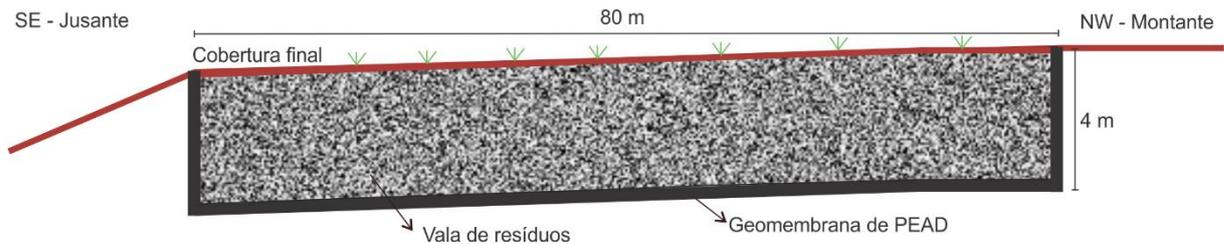
Figura 15 – Localização do aterro sanitário estudado



Fonte: adaptado de Google Earth

O aterro é do tipo vala e conta com uma célula de resíduos encerrada por esgotamento da capacidade e outra em fase de abertura. Em termos construtivos, a vala encerrada tem profundidade de 4 metros e foi totalmente revestida com geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) (Figura 16).

Figura 16 – Esquema ilustrativo do aterro sanitário de Vila Nova do Sul (sem escala)



Fonte: elaborada pela autora

A construção do aterro teve início em 2007 e as operações na primeira vala ocorreram a partir do ano de 2008. Grande parte da população vive na zona rural e não são atendidas pelo sistema de coleta, e estima-se que o volume médio de resíduos encaminhados para esta vala do aterro foi de 286 toneladas por ano (BRASIL, 2018).

A área não possui sistema de drenagem de águas superficiais, porém a conformação da célula apresenta suaves desníveis laterais com o centro mais elevado a fim de facilitar o escoamento. Foram instalados no local dois poços de monitoramento de águas subterrâneas (Figura 17-A), um a montante do aterro e outro localizado a jusante, próximo a lagoas de armazenamento do chorume que é captado por fluxo gravitacional na base da vala de resíduos (Figura 17-B).

Figura 17 – Detalhes da área de estudo: a) poço de monitoramento e b) lagoa de chorume



Fonte: autora (acervo pessoal)

A operação da célula ocorreu de acordo com padrões técnicos, com recobrimento dos resíduos com solo escavado ao final de cada dia de disposição, e teve suas atividades encerradas no ano de 2014. Com o encerramento e instalação de cobertura de solo final, parte da vala foi tomada pelo desenvolvimento de vegetação rasteira e arbustiva.

A continuidade da disposição de resíduos na área do aterro estava prevista pelo município, com a utilização da nova vala escavada sujeita a obtenção de licença ambiental. Entretanto, o aterro está atualmente embargado pelo órgão ambiental do estado do Rio Grande do Sul (FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental) diante de indícios de contaminação do aquífero por chorume meio de amostras coletadas no poço a jusante. Desta forma, o município fica impossibilitado de encaminhar os resíduos para o aterro municipal, tendo que destiná-lo à municípios vizinhos a um custo significativo.

Diante desse cenário, este trabalho buscou a princípio identificar a pluma de chorume na célula de resíduos de forma a determinar sua abrangência e fluxo preferencial. Adicionalmente, em face da possível contaminação do aquífero, a aplicação dos métodos geoeletricos buscou detectar eventuais falhas na geomembrana de impermeabilização responsável pelo aporte de chorume em subsuperfície.

5.1 Características fisiográficas

5.1.1 Geologia, geomorfologia e pedologia

A geologia da região está relacionada ao Escudo Sul-Rio-Grandense (ESRG), o que inclui as sequências sedimentares e vulcano-sedimentares que preenchem as calhas tectônicas existentes em uma área aproximada de 65.000 Km² (CHEMALE JR., 2000). O ESRG compreende unidades tectono-estratigráficas de idades Paleo, Meso e Neoproterozoicas, resultados de processos de geração e deformação de crosta continental, cuja contribuição maior ocorreu em dois ciclos orogênicos distintos, o Transamazônico (2,26-2,00 Ga) e o Brasileiro (900-535 Ma) (SOLIANI JR, 1986).

O escudo foi classificado em três domínios geológicos com base na distribuição das associações petrotectônicas: domínio ocidental, domínio central e domínio oriental. A área de estudo está localizada no domínio ocidental, e abrange gnaisses e metaultramafitos do Complexo Cambaí, do Complexo Metamórfico Básico-Ultrabásico e da Sequência Metamórfica Vacacaí.

A formação mais antiga diz respeito a Sequência Metamórfica Vacacaí (Nvv). Essa formação é constituída por rochas metavulcano-clásticas onde ocorrem intercalações de rochas epiclásticas, que consiste de associações de filitos, quartzitos, mármore, anfibólio xistos e clorita xistos. Os dados químicos obtidos para as rochas vulcanogênicas permitem a caracterização de um único evento magmático, em que a associação dominante vulcano-clástica seria produto de um vulcanismo aéreo explosivo. Sua mineralogia essencial está representada por plagioclásio, intensamente epidotizado ou transformado em carbonato, sericita e clorita, e quartzo ocorre como minerais máficos pseudomorfizados por clorita, carbonato, opacos e epidoto (CPRM, 2000). Na região estudada a Sequência Metamórfica Vacacaí é composta predominantemente por rochas metavulcano-clásticas com intercalações subordinadas de rochas porfiríticas resultante de derrames de composição andesítica.

A outra unidade do domínio ocidental do Escudo Sul-Rio-Grandense é o Complexo Metamórfico Básico-Ultrabásico (Nub). As rochas ultrabásicas estão representadas por corpos lenticulares de serpentinitos envoltos por xistos magnesianos; enquanto as rochas metabásicas estão representadas por termos gabroicos e anfibolitos de granulação fina (CPRM, 2000).

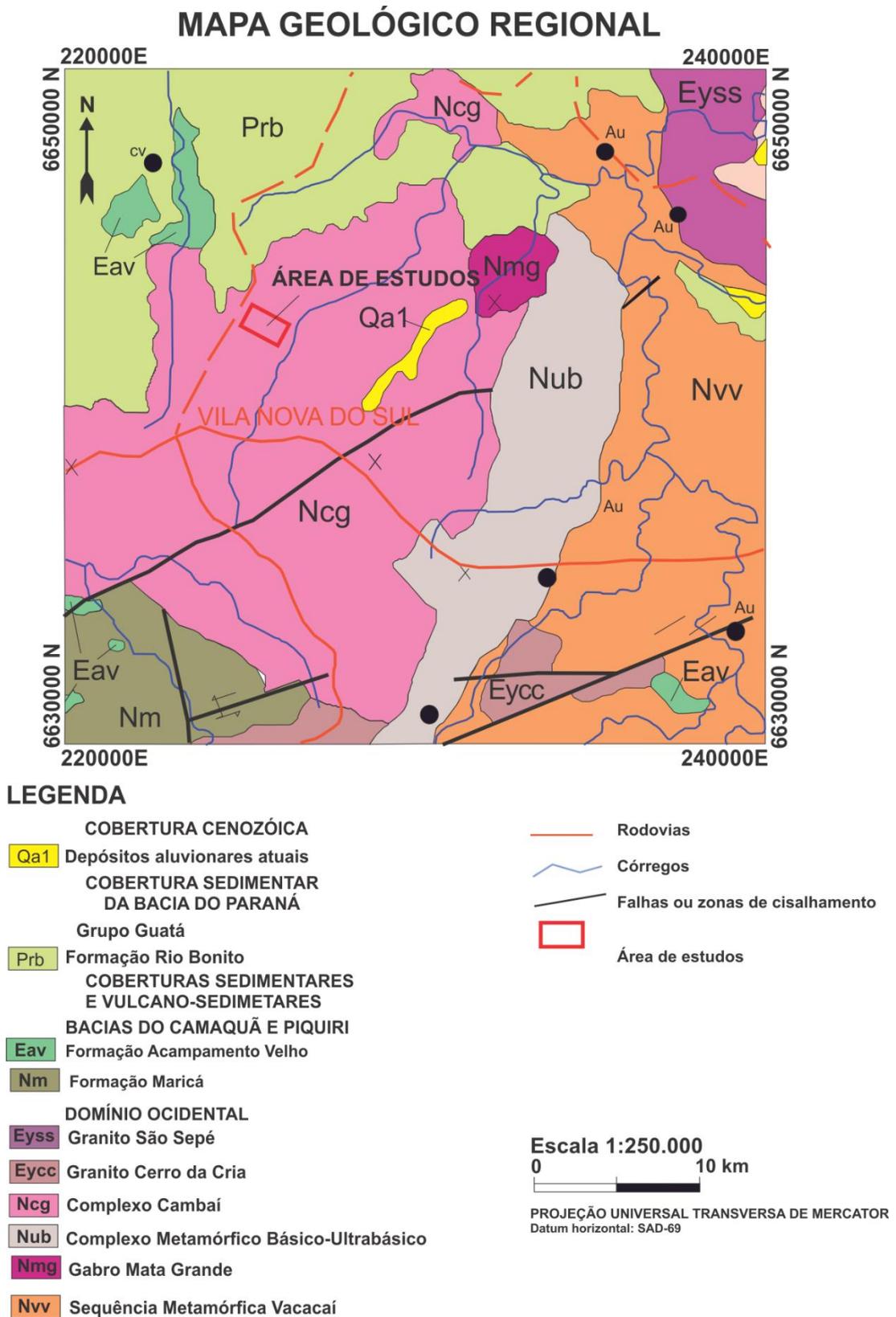
O Complexo Cambaí é o dominante na geologia regional; o complexo designa as rochas gnáissicas do oeste do Escudo Sul-Rio-Grandense. O complexo está subdividido em três unidades: A Associação Básico-Ultrabásica Cerro da Mantiqueira, Sequência Metamórfica Arroio Marmeleiro e Gnaisses Cambaí, de ocorrência na área de estudos (Figura 18) (HARTMANN et al., 2000).

O trabalho de Silva Filho (1984) define o Complexo Cambaí como uma formação de idade neo-proterozóica com gnaisses compostos principalmente por quartzo-feldspáticos com bandas ou lentes de anfibolitos intercalados, associados a uma suíte ígnea na qual reconheceu termos gabroicos, dioríticos, tonalíticos trondhjemiticos e granitoides ricos em potássio.

Os gnaisses dioríticos foram identificados principalmente próximos a zona urbana de Vila Nova do Sul – RS e com abrangência que segue para o sul do Estado. A área estudada, localizada mais ao norte, apresenta gnaisses tonalíticos a dioríticos.

Os gnaisses dioríticos são de coloração cinza-escuro, de granulação média e apresentam frequentemente um bandamento marcado por finos níveis quartzo-feldspáticos. São constituídos predominantemente de plagioclásio, biotita e/ou hornblenda e quartzo. Sua associação com lentes de mármore calcítico sugere que, pelo menos parte desses gnaisses seja derivada de protólitos sedimentares com base na interpretação de dados químicos. Os ortognaisses, geralmente de coloração cinza mais clara, com bandamento definido pela alternância de finas bandas mais ricas em biotita e bandas leucocráticas.

Figura 18 – Mapa geológico regional com destaque para área de estudos



Fonte: adaptado de CPRM, 2000

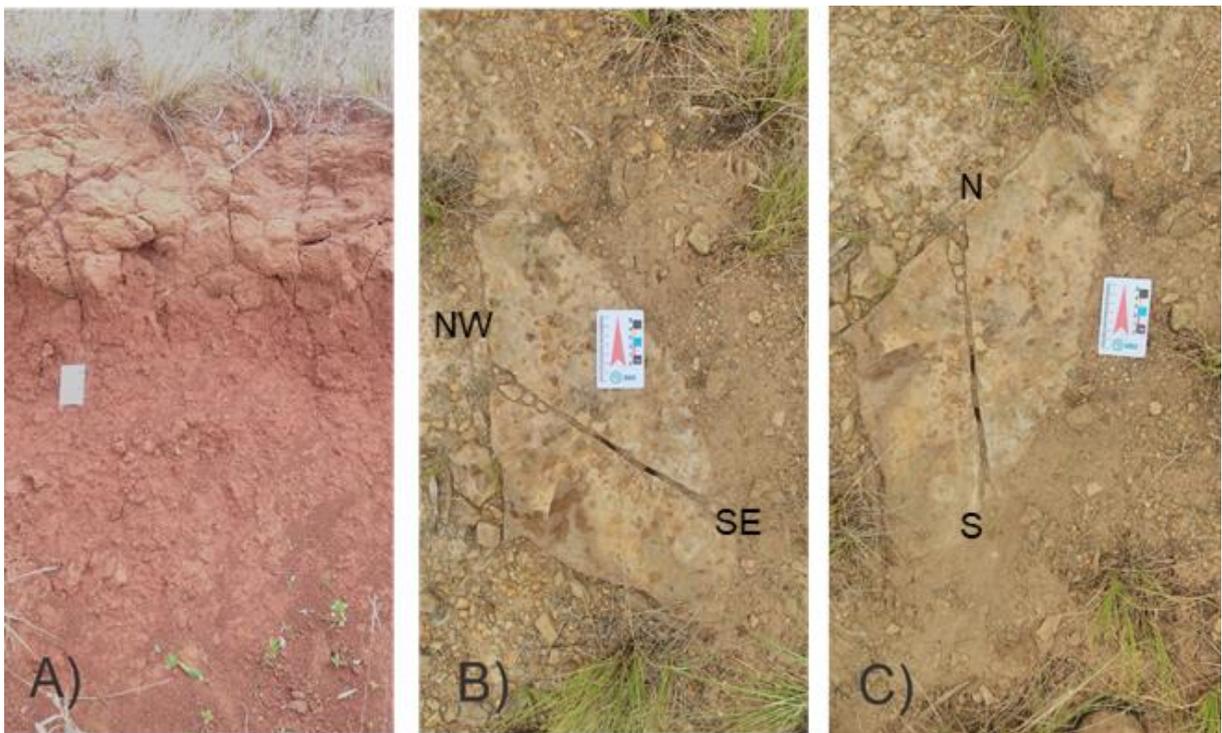
Em termos geomorfológicos, a região está inserida na unidade geomorfológica denominada Planalto Sul-Rio-Grandense, esculpido sobre as unidades litológicas que compõem o Escudo Sul-Rio-Grandense (JUSTUS et al., 1986). O planalto Sul Rio-Grandense tem características de terrenos ondulados com campos quase limpos em altitudes situadas entre cerca de 600 a pouco mais de 800 metros.

Localmente, o aterro está situado na porção mais alta do relevo, delimitado a leste e a oeste por zonas mais baixa onde ocorrem drenagens entalhadas e controladas por zonas de fraturamento. Regionalmente ocorrem solos tradicionalmente classificados como Argissolo Vermelho Distrófico (IBGE, 2002) de textura média/argilosa em relevo ondulado.

Na área de estudo, o solo é raso e pouco desenvolvido, de característica argilosa, com um horizonte A assentado sobre um horizonte C pouco espesso, ou diretamente sobre rocha (KER et al., 1986), característicos de neossolos litólicos.

Na área mais baixa do aterro, o perfil demonstra um solo de coloração avermelhada com um horizonte A superficial seguido por um horizonte C saprolítico (Figura 19-A). A montante do aterro é possível verificar na superfície a presença de alguns blocos de rocha altamente intemperizados. As rochas apresentam fraturamentos de larguras variadas e com direção principal Norte-Sul e Noroeste-Sudeste (Figura 19-B e C).

Figura 19 – a) Perfil de solo; b) e c) afloramentos de rochas na área de estudo



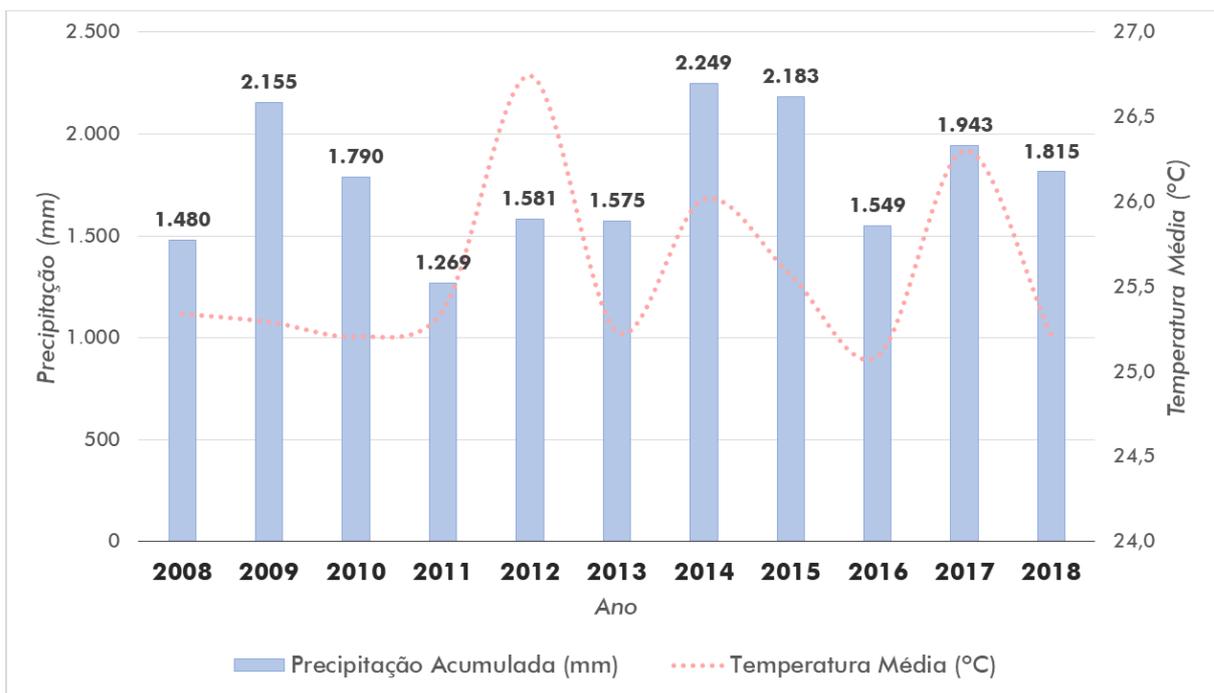
Fonte: autora (acervo pessoal)

5.1.2 Hidrologia e clima

A área de estudos pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí e Vacacaí-Mirim, possui uma área de 11.077,34 km² e abrange as províncias geomorfológicas da Depressão Central e Planalto Sul Rio-Grandense. Os principais cursos de água são os arroios Igá, Acangupa e Arenal e os rios Vacacaí, dos Corvos, São Sepé e Vacacaí-Mirim (SEMA, 2018).

A região tem clima subtropical (Cfa) com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, (Kopper, 1948). A temperatura média varia entre 16 e 19° C, com mínimos que atingem 12°C e 13° C no mês de julho e máximas de 29°C e 31°C no mês de dezembro (CPRM, 2000). A estação pluviométrica localizada no município de Santa Maria- RS distante cerca de 120 km do município de Vila Nova do Sul - RS disponibiliza dados a respeito da distribuição das chuvas na região (Figura 20).

Figura 20 - Variação da precipitação anual durante o período entre 2008 e 2018

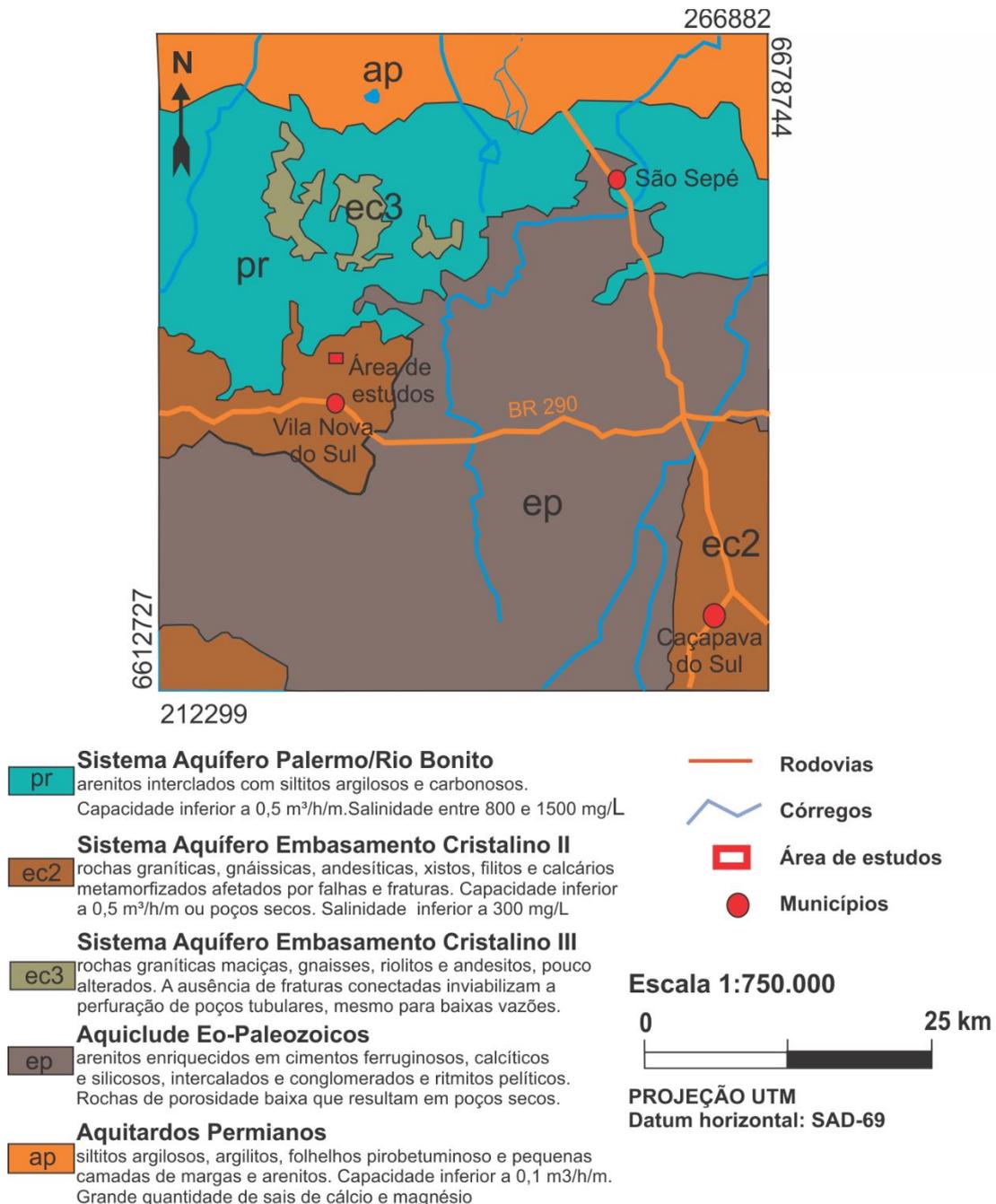


Fonte: adaptado de INMET, 2018

A figura 20 mostra o total precipitado anualmente desde o início da operação do aterro em 2008 até a último ano de execução deste projeto de pesquisa em 2018. O esperado para o clima da região são chuvas em geral regulares com maior intensidade no verão. Em geral, a precipitação média anual na área de estudos é alta, no período considerado a média foi de 1800 mm.

O município de Vila Nova do Sul está situado sob litologias que possuem baixa potencialidade hídrica subterrânea. São rochas cristalinas que possuem porosidade secundária com armazenamento de água condicionada a presença de fraturas. O levantamento das águas subterrâneas do Estado do Rio Grande do Sul indica que o sistema aquífero existente na região é o Sistema Aquífero Embasamento Cristalino II e o Aquicludo Eo-Paleozóico, logo, faz parte de sistemas incipientemente fraturados (Figura 21) (CPRM, 2005).

Figura 21 – Mapa hidrogeológico regional



Fonte: adaptado de CPRM, 2005

O Sistema Aquífero Embasamento Cristalino II é constituído basicamente por rochas graníticas, gnáissicas, andesitos, xistos, filitos e calcários metamorfizados que estão localmente afetadas por fraturamentos e falhas (CPRM, 2005).

É comum que as vazões produzidas sejam pequenas, e a água em função da falta de circulação e do tipo de rocha, é, na maioria das vezes, salinizada. Como a maioria das rochas ocorre sob a forma de grandes e extensos corpos maciços, há uma tendência para que este sistema seja o que tenha a menor possibilidade de acúmulo de água subterrânea dentre os aquíferos fissurais no Estado do Rio Grande do Sul.

Por sua vez, o sistema aquífero Eo-Paleozóico que ocupa o leste do embasamento cristalino, são constituídos por arenitos finos a médios, porém fortemente endurecidos por cimentantes ferruginosos, calcíticos e silicosos, o que lhe confere porosidade muito baixa e poços secos e com vazão pouco significantes (MACHADO & FREITAS, 2005).

As condições fisiográficas da área sugerem um fluxo superficial das águas pluviais se dão no sentido SE em direção ao corpo d'água entalhado em área de fratura na parte mais baixa da topografia. (Figura 22). Sem sistema de drenagem instalado, parte da chuva que cai sobre o aterro é infiltrada no solo raso sobreposto a rochas cristalinas, e o fluxo subsuperficial ocorre no contato solo-rocha (profundidade aproximada de 4 metros) em direção ao corpo d'água ou condicionado a presença de fraturas nas rochas

Figura 22 – Características fisiográficas da área de estudos (topografia e hidrografia)



Fonte: adaptada de Google Earth

6 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DOS DADOS

6.1 Aquisição dos dados

O primeiro trabalho de aquisição ocorreu com o método da eletrorresistividade em fevereiro de 2016 e buscou identificar a presença de choroume no aquífero situado no local do aterro sanitário além da extensão da contaminação. Para tanto foram realizadas 12 linhas de tomografia elétrica com 100 metros de comprimento com espaçamento de 5 metros entre linhas que mapearam toda a área do aterro quanto ao parâmetro de resistividade elétrica (Figura 23). O arranjo de eletrodos utilizado foi o Schlumberger com espaçamento de 5 metros entre os eletrodos.

Figura 23 – Disposição das linhas de tomografia elétrica

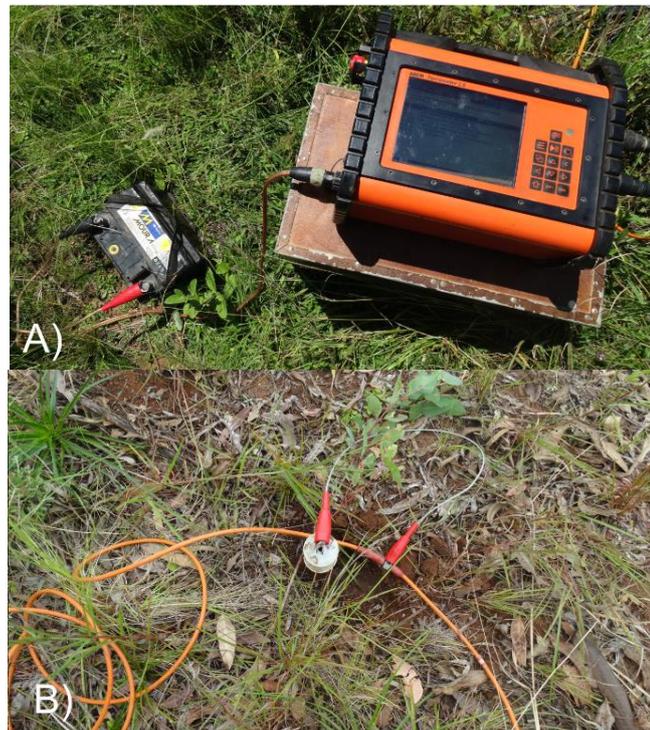


Fonte: adaptada de Google Earth.

A disposição das linhas foi planejada de forma a cobrir toda a área da célula de resíduos e seu entorno, além de uma linha fora do aterro para aquisição de parâmetros comparativos com valores naturais. Dessa forma, as linhas de 1 a 7 ficaram sobre célula de resíduos, seguindo a topografia, partindo de jusante até montante em sentido noroeste. As linhas 8 a 11 circundaram a célula, com as linhas 8 e 10 no mesmo sentido noroeste das demais linhas e a linha 9 a montante e a linha 11 a jusante, ambas em sentido sudoeste.

Os dados foram adquiridos por meio do resistivímetro Terrameter LS, fabricado pela ABEM *Instruments*. Este equipamento é de aquisição automática e conta com cabos de transmissão e conjunto de eletrodos, com injeção de corrente máxima de 200mA e mínima de 100mA (ABEM, 2006) (Figura 24).

Figura 24 – a) Equipamento Terrameter LS, bateria e cabos; b) eletrodos na área de estudos



Fonte: acervo pessoal

A segunda e terceira campanhas de aquisição geofísica foram realizadas com o mesmo equipamento (Terrameter LS) no mês de fevereiro de 2017 e 2018 e seguiram a mesma disposição das linhas de tomografia elétrica utilizadas durante o primeiro ensaio para efeitos comparativos. Também foram mantidos o espaçamento entre eletrodos e aquisição pelo arranjo Schlumberger. Diante do diagnóstico prévio oferecido pelo processamento dos dados do primeiro ensaio, as campanhas tiveram como objetivo o monitoramento do comportamento do chorume na célula de resíduos e no aquífero pelo parâmetro de resistividade.

Durante a terceira etapa de aquisição de dados que ocorreu no período de fevereiro de 2018, além dos dados de resistividade elétrica também foram obtidos os dados da diferença de potencial natural obtidos pelo uso do método da polarização espontânea. As linhas de tomografia elétrica foram mantidas na disposição anterior, com igual separação entre linhas e entre eletrodos dos ensaios de aquisição de resistividade elétrica. Para a aquisição dos dados foi utilizado o resistímetro Terrameter SAS 4000, equipamento fabricado pela ABEM *Instruments* que possui um módulo único de transmissão e recepção de dados (Figura 25).

Figura 25 – Equipamento Terrameter SAS4000, bateria, cabo e eletrodo



Fonte: acervo pessoal

As leituras dos dados de potencial espontâneo ocorreram por meio da técnica de aquisição de base fixa, com o polo positivo mantido na base localizada fora da área de disposição de resíduos e o polo negativo foi transportado ao longo das linhas de aquisição, no mesmo local onde foram dispostos os eletrodos nos ensaios de tomografia elétrica.

O ensaio teve início com a calibração dos dois eletrodos na base localizada fora do aterro, a montante da área. Os eletrodos foram preenchidos por solução saturada de sulfato de cobre (CuSO_4) para diminuir a resistência de contato. A diferença de potencial na base foi medida após um tempo de estabilização de 1 minuto.

As demais medidas também foram obtidas com o tempo de estabilização de 1 minuto; a aquisição ocorreu nos mesmos locais de instalação dos eletrodos para os dados de resistividade. Após a leitura de 2 linhas de tomografia elétrica, ou seja, a cada 40 medidas, o eletrodo móvel voltava para a base para calibragem e preenchimento da solução no eletrodo. Durante esse procedimento, o erro máximo durante as calibrações foi de 4 mV, valor que foi distribuído entre as 40 medidas obtidas para cada etapa de calibração.

É importante salientar que o trabalho consistiu, portanto, de um monitoramento das condições da área quanto a presença de chorume por meio de resultados obtidos pela aplicação dos métodos geofísicos. A coleta de amostras de solo e água subterrânea que podem agregar a investigação não puderam ser realizadas, uma vez que a área de estudo estava liberada para acesso apenas para aquisição geofísica.

6.2 Processamento dos dados

6.2.1 Seções de inversão de resistividade elétrica

Os dados dos três anos de aquisição foram processados no mesmo padrão para facilitar comparações e interpretações das variações temporais. A primeira etapa do processamento dos dados consistiu em submeter cada linha de tomografia elétrica a uma rotina de inversão no *software* Res2Dinv para gerar uma seção bidimensional dos valores de resistividade em termos de distância e profundidade.

O processo de inversão consiste em ajustar a distribuição dos dados medidos em campo a partir de parâmetros geométricos de aquisição como o espaçamento entre eletrodos e arranjo utilizado. A inversão é realizada pela suavização da superfície pela técnica de interpolação dos mínimos quadrados (SASAKI 1992; LOKE & BARKER, 1990; RAO et al., 2014). Para tanto, é assumido que existem camadas de acordo com os pontos de dados de campo e que a resistividade de cada uma delas é o que representa a resistividade aparente. A profundidade de cada camada é obtida através do produto entre o espaçamento entre os eletrodos e pela multiplicação de uma constante cujo valor reduz a diferença entre o observado e o modelo obtido. As profundidades, portanto, são teóricas, estimadas a partir do arranjo dos eletrodos e independe dos valores de resistividade.

A rotina do *software* consiste na criação automática de um modelo bidimensional teórico pela divisão da subsuperfície em blocos retangulares. A distribuição e o tamanho dos blocos são gerados automaticamente pelo programa usando a distribuição dos pontos de dados como um guia aproximado (LOKE, 2003).

Em seguida, o programa calcula a resistividade aparente do modelo de blocos usando uma diferença finita e compara este com o valor medido. A resistividade dos blocos é ajustada iterativamente até que o valor aparente calculado seja concordante com os valores medidos em campo. O erro resultante da interação é dado como um valor do erro medido quadrático – (RMS *root-mean-squared*).

O objetivo da inversão é, portanto, minimizar as diferenças entre os valores calculados pelo programa e os valores medidos em campo e o resultado final consiste de uma seção geoeétrica que apresenta a variação da resistividade verdadeira com a profundidade estimada e com a distância.

6.2.2 Modelos de visualização de resistividade elétrica e potencial espontâneo

Os resultados das aquisições geofísicas apresentam dados quantitativos de resistividade assim como a posição relativa em distância e profundidade, o que permite o agrupamento dos dados para geração de modelos de visualização 3D.

Utilizando um interpolador, os modelos foram criados na plataforma Oasis Montaj desenvolvida pela Geosoft, Inc. por um processo de gradeamento 3D que consiste em criar um modelo conceitual a partir de informações para coordenadas X, Y e Z (volume pixel) a partir dos dados 2D (pixel) (GEOMOTOSOFT, 2014).

Para obter o modelo tridimensional, o produto numérico de inversão bidimensional de cada seção foi reunido em planilha única, com a posição das leituras ao longo das linhas (variável x), o espaçamento entre linhas (variável y), a profundidade modelada pela inversão (variável z) e o valor de resistividade elétrica (variável R).

Para tanto, o método de interpolação ajusta as variáveis a um nível de precisão que seja condizente com a realidade. Para a geração dos blocos 3D foi utilizado o algoritmo de krigagem, cujo a interpolação considera as características de continuidade espaciais para revelar tendências regionais e anomalias locais (YAMAMOTO & LANDIM, 2013).

Por sua vez, a geração de modelos de visualização de resistividades para diferentes níveis de profundidade e para o mapa de potencial elétrico natural (SP), os dados foram interpolados por meio do algoritmo da mínima curvatura. Nesse método um modelo de superfície é ajustado a partir de equações diferenciais. Um valor inicial de um ponto não amostrado é calculado a partir dos pontos próximos que foram amostrados em campo. Em seguida, são efetuados cálculos de derivação repetidamente até que seja alcançada uma convergência, especificada pelo usuário, entre os valores amostrados e os estimados (YAMAMOTO & LANDIM, 2013). É um método que apresenta um resultado com contornos suavizados, geralmente fiel aos dados originais.

Por fim, para os dados de resistividade foram criadas isosuperfícies tridimensionais a partir dos resultados obtidos dos modelos de interpolação que representam o valor de $7\Omega.m$ na

área de estudos. O valor de resistividade de $7\Omega.m$ foi determinado baseado nos valores mínimos obtidos dentro da célula de resíduos e no aquífero.

Embora a predição pela interpolação caracterize uma subjetividade, a prática demonstra a aplicabilidade da interpolação na interpretação de dados nas geociências. Em estudos geofísicos, modelos 3D interpolados a partir dos dados 2D permitem uma compreensão ampliada da complexidade das estruturas geológicas e hidrogeológicas, e um diagnóstico mais preciso da área de estudos (AIZEBEOKHAI et al. 2011), tendo sido aplicados em investigações em áreas de disposição de resíduos (CHAMBERS et al. 2006; MOREIRA et al., 2015); pesquisa mineral (VIEIRA et al., 2016; CÔRTEZ et al., 2016) e diagnóstico de áreas contaminadas (VELOSO et al., 2015; MOREIRA et al., 2016; HELENE et al., 2016; MOREIRA et al., 2018).

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 Eletrorresistividade

O levantamento contou com 12 linhas de tomografia elétrica a cada ano de monitoramento (2016, 2017 e 2018), apresentadas sob a forma de modelos de inversão no Apêndice A. Durante o processamento, a escala de valores foi padronizada com o objetivo de proporcionar comparações entre dados, com variação entre 12,5 Ω .m e 284 Ω .m.

A análise dos resultados é baseada em algumas premissas relativas a origem, características físico-químicas e comportamento do chorume no ambiente geológico.

A matéria orgânica contida nos resíduos sólidos degrada primariamente por meio do processo de hidrólise, com a dissolução de sais na água proveniente de chuvas ou da desidratação dos resíduos. Na sequência ocorrem processos de oxidação na presença de oxigênio e a geração de ácidos graxos, álcoois e ácidos orgânicos. Ocorrida a depleção de oxigênio, na fase anaeróbica ácida os ácidos graxos e ácidos orgânicos formados são oxidados em ácido acético, principal componente do chorume (WILLIANS, 2005; BAIRD & CANN, 2008; CHRISTENSEN, 2011; ABBASI et al., 2012, HUNG et al., 2014).

A formação desses ácidos causa modificações nas propriedades elétricas dos substratos geológicos onde os resíduos são aterrados, como a redução dos valores de resistividade pelo aumento da salinidade e o ataque ácido nos materiais geológicos, que pode ocasionar em dissolução e aumento da salinidade do chorume (HIEBERT & BENNETT, 1992).

Diversos estudos demonstram a assinatura geofísica de baixa resistividade elétrica do chorume no solo e águas subterrâneas, com gradativo aumento dos valores com o passar do tempo pela redução do teor de sais e aumento do pH (LOPES et al., 2012; DE CARLO et al., 2013; MOREIRA et al., 2013; AYOLABI et al., 2015; PARK et al., 2016; MAURYA et al., 2017; RAJI & ADEOYE, 2017).

7.1.1 Fase 1: 2016

Foram selecionadas as linhas que melhor caracterizam a área de estudos dentre o conjunto das 12 linhas de tomografia elétrica, representadas pelas linhas 1, 5, 6, 7, 10, 11 e 12 (Figura 26).

A linha 12 foi utilizada como linha de referência e, portanto, mostra o padrão de resistividade elétrica natural para a área uma vez que está localizada fora das imediações do aterro e sem interferência de contaminantes. Essa linha apresenta valores superiores a 200 $\Omega.m$ ao longo de toda superfície e são contínuos até uma profundidade de 10 metros, atribuídos a presença de solo seco. A partir de 10 metros, a queda brusca nos valores representa a interface entre a zona saturada e não saturada e os valores alcançam o mínimo de 47,7 $\Omega.m$, típicos de aquíferos de matriz argilosa.

As demais linhas foram posicionadas sobre a vala de resíduos sólidos cobrindo toda a área de disposição. Como o padrão de resistividade para área corresponde a uma matriz resistiva de saprolito com nível freático raso, é esperado que a presença de chorume no local altere a resistividade elétrica natural.

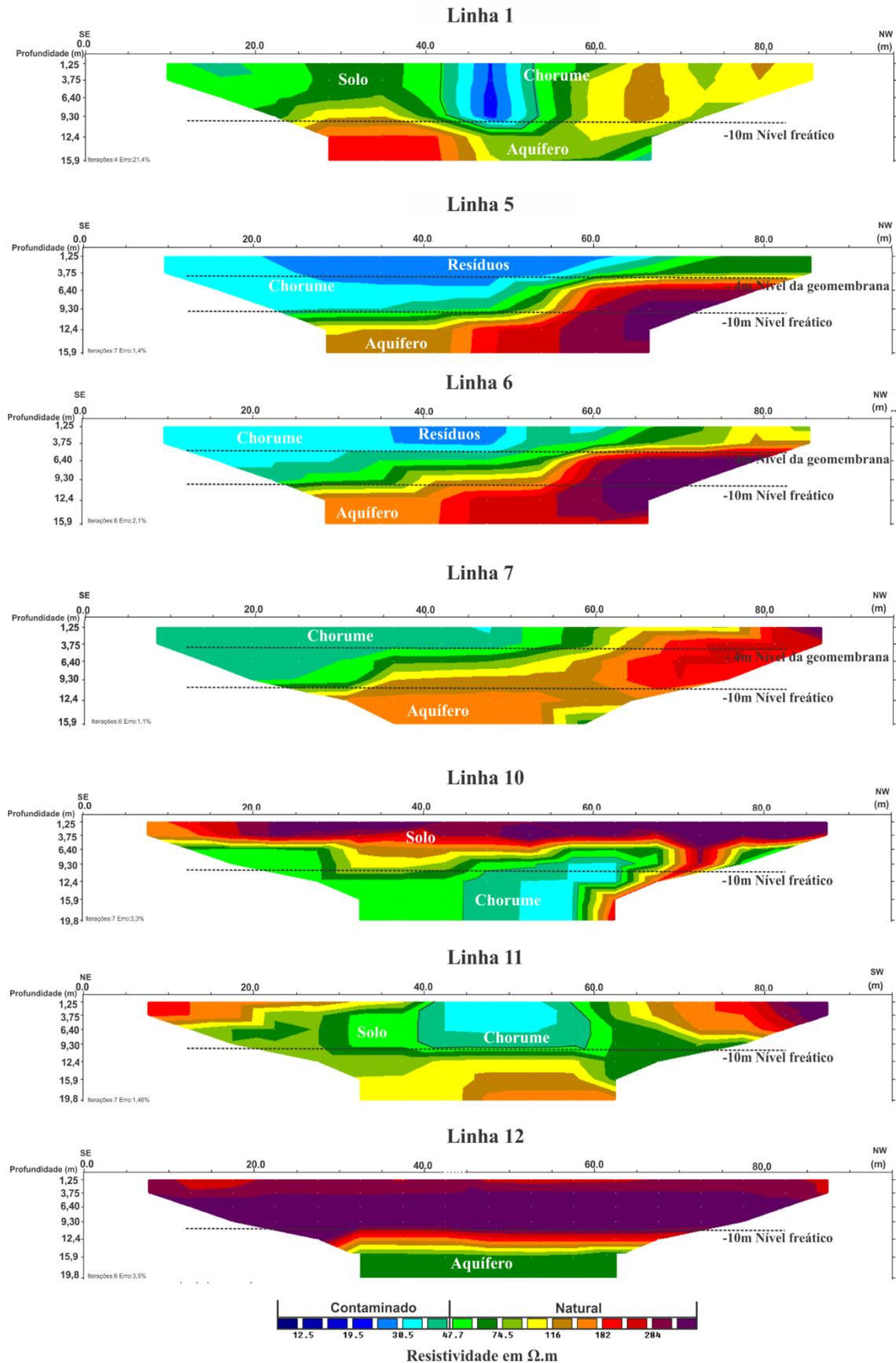
Os resultados obtidos na linha 1, posicionada na porção mais externa ao norte da célula de resíduos demonstram um padrão de resistividade discordante da linha de referência, com predominância de valores intermediários (entre 74,5 $\Omega.m$ e 116 $\Omega.m$). Na porção central, entre 40m e 60m, existe uma concentração de valores inferiores a 47,7 $\Omega.m$ (valor mínimo natural para a área) que chegam a atingir 19,5 $\Omega.m$. A baixa resistividade dessa área é, portanto, um indicativo da presença de chorume.

Valores abaixo da resistividade mínima natural também são encontrados nas linhas 2, 3, 4, 5 e 6 que foram alocadas sobre a célula de resíduos. Para a linha 2, valores menores que 47,7 $\Omega.m$ são encontrados até uma profundidade de aproximadamente 4 metros, onde foi instalado o sistema de impermeabilização por geomembrana. Nas demais linhas, a profundidade atingida pelos valores de baixa resistividade (19,5 $\Omega.m$ a 30,5 $\Omega.m$) são superiores aos 4 metros, sendo encontrados em profundidade de até 10 metros, como é caso das linhas 5 e 6 apresentadas na figura 26.

Para as linhas 7 e 8, localizadas na extremidade sul da célula de resíduos e fora da célula respectivamente, os valores intermediários de resistividade na porção final da célula indicam condições naturais da área. Na porção inicial das linhas os valores são menores, mas não inferiores ao natural da área, indicando que a produção de chorume na célula fica restrita as linhas centrais.

As linhas 9 e 11 que limitam o aterro a montante e a jusante respectivamente possuem padrões de resistividade bem diferentes entre si. Na linha 9 predominam valores intermediários a altos, similares aos valores da linha de referência. Por sua vez, a linha 11 apresenta uma ampla zona de valores inferiores aos de referência. É provável que haja concentração de chorume nesta região.

Figura 26 – Modelos de inversão de resistividade elétrica para o ano de 2016 com destaque para níveis da geomembrana e do nível freático



A linha 10, fora da célula de resíduos, apresenta valores elevados nas porções superiores e reduzidos partir de 10m de profundidade, com uma zona de baixa resistividade (35,5 Ω .m) possivelmente relacionada a presença de chorume.

Os modelos de inversão 2D permitem o reconhecimento de áreas com potencial acúmulo de chorume, baseado em comparações com valores naturais de resistividade para a área. As maiores concentrações estão presentes na porção centro frontal da célula de resíduos, em regiões onde são encontrados os menores valores de resistividade (12,5 Ω .m), provavelmente devido ao fluxo gravitacional a partir de posições mais elevadas da célula.

Esta assinatura geofísica também é reconhecida abaixo da profundidade de base da célula de resíduos, indicativo da percolação de chorume em solo e rocha sotopostos. Este fato pode ser devido a existência de perfurações no sistema de impermeabilização do aterro que permite a percolação do chorume. Por sua vez, a profundidade rasa do aquífero contribui para que as águas subterrâneas sejam atingidas rapidamente.

De forma a complementar os resultados, a interpolação dos dados de inversão 2D é apresentada sob a forma de modelo de visualização 3D (modelo de blocos), para reconhecimento das dimensões da área com potencial acúmulo de chorume (Figura 27).

A partir da vista superior do modelo é possível confirmar a ocorrência de baixos valores de resistividade no interior da célula de resíduos (em torno de 12,5 Ω .m) e aumento dos valores nos limites da vala. Esse resultado indica o caminho de fluxo de chorume entre a célula de resíduos e o poço de monitoramento a jusante, onde foi reconhecida a contaminação do aquífero local.

A interpolação do modelo de blocos permitiu a geração de camadas de resistividade elétrica para os níveis de 4m (profundidade da geomembrana) e para 10m (posição do aquífero local); apresentadas por meio de visadas superiores e inferiores do bloco (Figura 28).

Os pontos de baixa resistividade na profundidade da geomembrana modeladas pela isosuperfície de 7 Ω .m e identificadas por meio da visão inferior do bloco, podem indicar possíveis pontos de ruptura e infiltração de chorume no solo e aquífero sotoposto. Esse processo de percolação é evidenciado pela análise do modelo de resistividade elétrica para - 10m de profundidade, onde também são reconhecíveis três pontos de baixa resistividade em continuidade aos pontos de infiltração pela geomembrana.

Figura 27 – Modelo 3D de resistividade elétrica para o ano de 2016

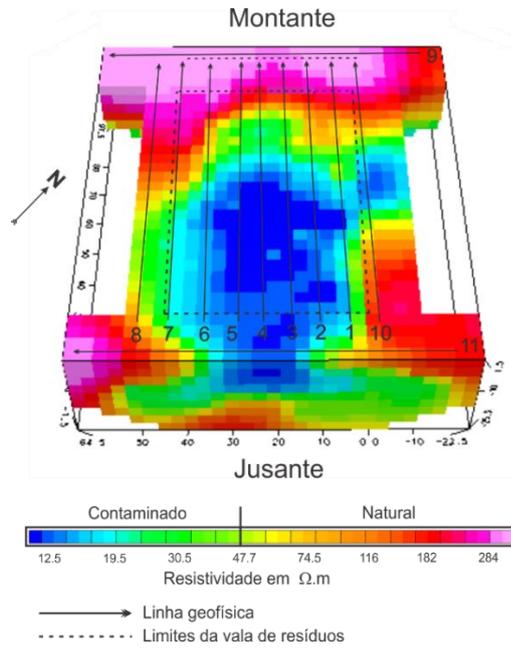
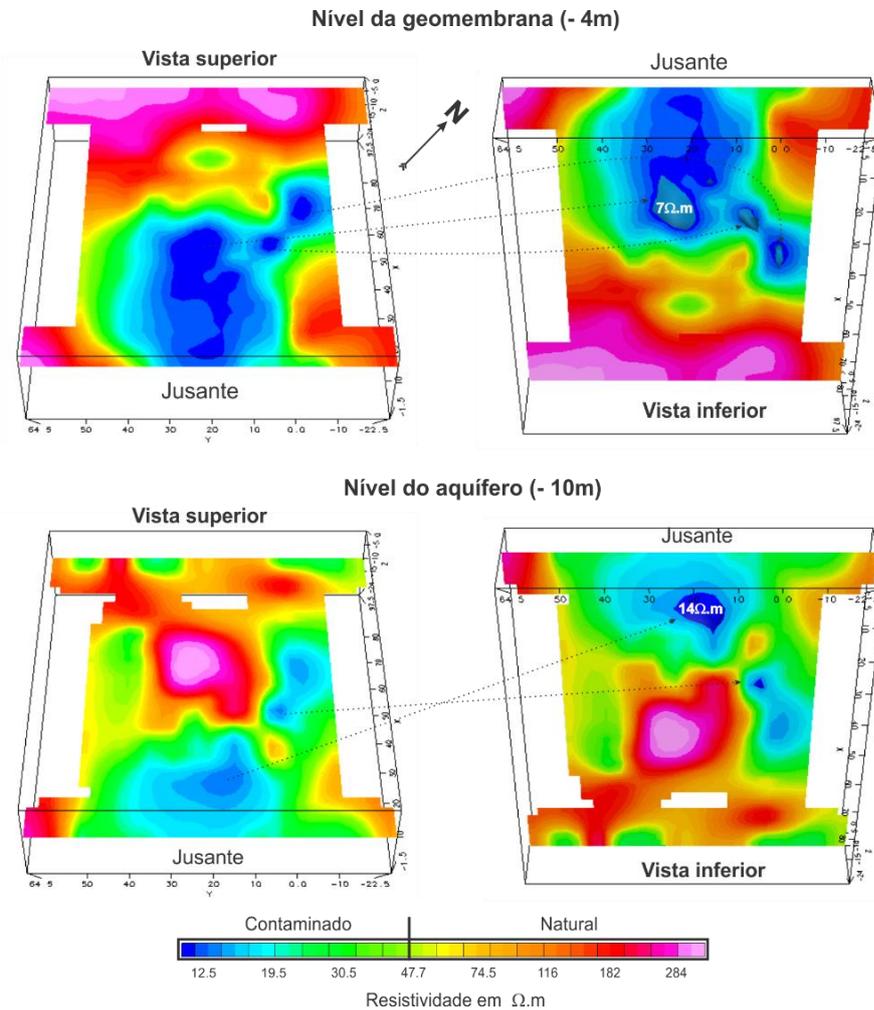


Figura 28 – Modelos de isosuperfície de resistividade para os níveis de profundidade da geomembrana e do nível do aquífero com vista superior e inferior (2016)



7.1.2 Fase 2: 2017

O levantamento de 2017 buscou analisar a evolução da contaminação na área a partir de uma análise comparativa preliminar e avaliar a abrangência das zonas de baixa resistividade atribuídas a presença de chorume (Figura 29).

Nas linhas 2, 3, 4, 5 e 6 os valores de resistividade entre 30,5 Ω .m e 19,5 Ω .m nas porções iniciais das linhas apontam para a presença de solução salina característica do chorume e os valores intermediários indicam a transição para o substrato rochoso.

Assim como na campanha anterior, a linha 9 localizada a montante da vala de resíduos apresentou padrão semelhante ao da linha de referência. A linha 11 também apresentou valores similares ao padrão para área nas porções inicial e final, com valores baixos no centro (30,5 Ω .m) que coincidem com o posicionamento da vala de resíduos.

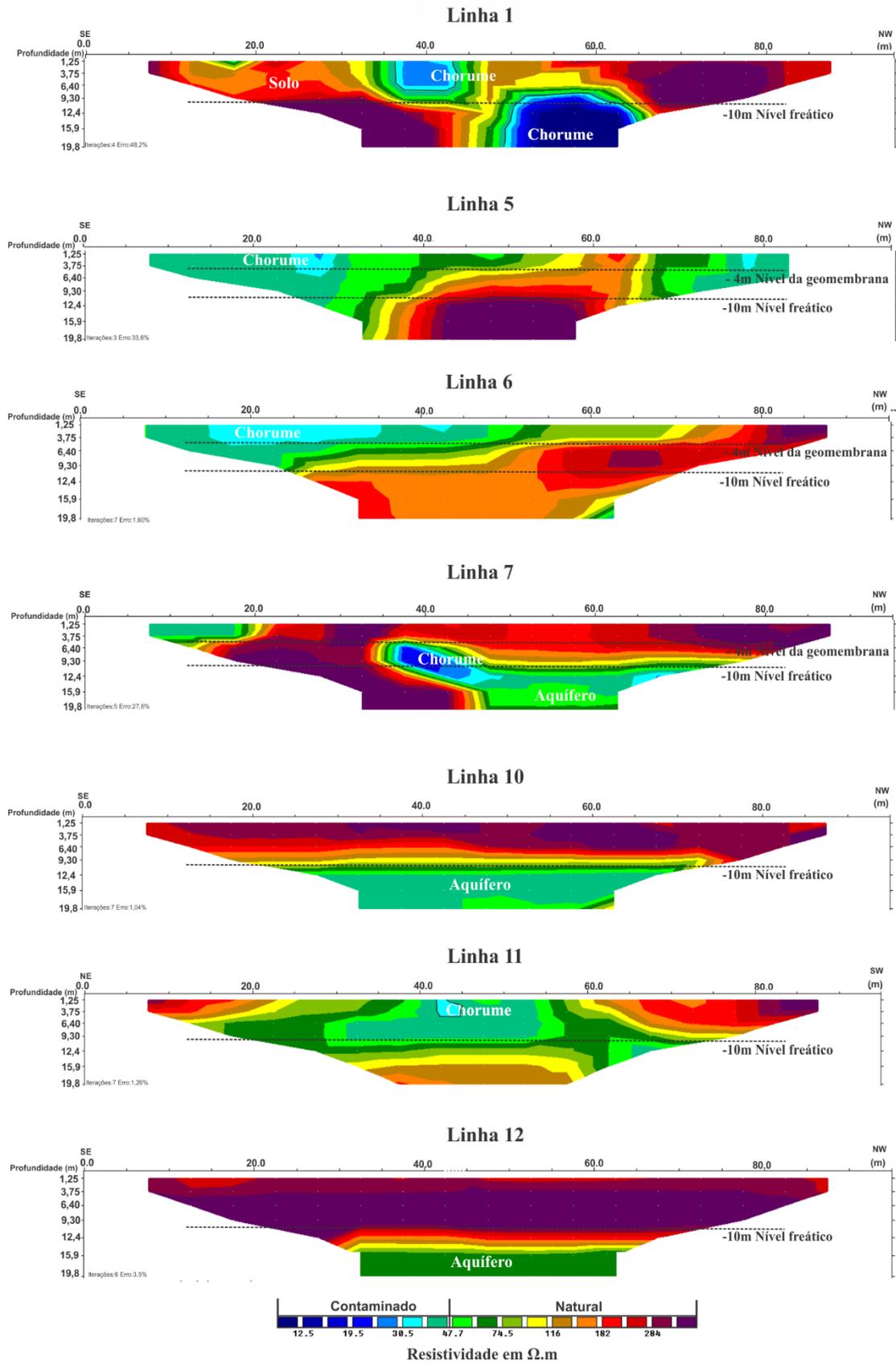
Valores abaixo da resistividade natural para a área estão presentes na célula de resíduos (profundidade até 4m), porém com uma expressão menor em termos de abrangência quando comparados ao ano anterior. Essa redução pode indicar uma menor produção de chorume devido ao estágio mais avançado dos processos de degradação ou podem significar um transporte do chorume para outras áreas do aterro.

Diante disso, deve ser dado destaque para a linha 1 e para linha 7, localizadas respectivamente na extremidade norte e sul da célula de resíduos. A linha 1 segue o mesmo padrão resistivo natural para a área, porém com ampla zona de baixa resistividade em superfície que migra sentido noroeste para profundidades superiores. Na linha 7, o padrão resistivo segue da superfície até 4 metros, onde está presente uma zona de baixa resistividade (entre 30,5 Ω .m e 19,5 Ω .m) no centro da linha em profundidades que pode indicar a presença de chorume no aquífero.

É provável que a presença de chorume em profundidade identificada pelos modelos de inversão 2D seja resultado da migração vertical por difusão da célula de resíduos para zonas exteriores pelas eventuais falhas na geomembrana de impermeabilização. A diferença de concentração de íons na interface da geomembrana pode gerar uma diferença de potencial elétrico passível de reconhecimento por instrumental geofísico.

O processo de difusão é lento quando comparado ao fluxo de águas subterrâneas, porém, a existência de uma nítida pluma de contaminação de chorume abaixo da geomembrana indica que o processo tem ocorrido por um período significativo ou foram acelerados por processos de infiltração de águas pluviais.

Figura 29 – Modelos de inversão de resistividade elétrica para o ano de 2017 com destaque para níveis da geomembrana e do nível freático.



Na tentativa de avaliar essa hipótese, os dados 2D de resistividade foram interpolados e geraram modelos de visualização 3D (Figura 30). Na visão superior do bloco, uma grande área apresenta valores de resistividade inferiores a $47,7 \Omega.m$ que pressupõe uma contaminação por chorume dentro da célula de resíduos, entretanto existe uma clara redução da abrangência de valores inferiores a $12,5 \Omega.m$.

Em princípio é plausível atribuir essa atenuação nos valores de resistividade a um estado mais avançado de degradação dos resíduos. Após a produção inicial de chorume, os ácidos orgânicos começam a ser transformados em gases como gás carbônico e metano e os valores de pH atingem condições de neutralidade, o que pode causar um leve aumento nos valores de resistividade. Entretanto, os modelos de inversão 2D indicam a presença de chorume em profundidade, o que sugere uma prevalência de processos de diluição e transporte sobre os processos transformativos.

A elaboração de mapas para os níveis -4m e -10m a partir do modelo 3D podem proporcionar uma visão mais clara sobre as hipóteses sugeridas. Da mesma forma, a criação de isosuperfície para valores de resistividade de $7 \Omega.m$ evidenciam zonas de acumulação de chorume (Figura 31).

A presença de chorume dentro da célula de resíduos ocorre em uma concentração inferior a existente na profundidade da geomembrana e são identificadas pela visão superior duas zonas de acumulação de chorume, uma zona concentrada ao norte e uma de maior abrangência espacial ao sul. A isosuperfície apresentada na visão inferior demonstra que, em profundidade, a zona de acumulação de chorume ao norte tem uma abrangência espacial maior e tem dispersão preferencial a montante; ao sul, a abrangência em profundidade é menor e o acúmulo de chorume tem deslocamento para jusante (Figura 31).

O aterro de Vila Nova do Sul está situado sobre uma formação geológica pouco apropriada para uma área de disposição de resíduos. O embasamento geológico da região é caracterizado na superfície por um solo raso, pouco consolidado com a presença de fragmentos rochosos típicos de saprolito. O substrato rochoso adjacente é constituído por gnaisses do Complexo Cambaí associados a uma suíte ígnea (CPRM, 1995).

Neste contexto geológico local é esperado que o perfil hidrogeológico seja composto por uma zona aquífera fraturada, onde as águas de infiltração circulam pelas discontinuidades como falhas e fraturas presentes na rocha. Os resultados geofísicos indicam um nível d'água raso, onde eventuais migrações de chorume podem atingir rapidamente o aquífero.

Figura 30 – Modelo 3D de resistividade elétrica para o ano de 2017

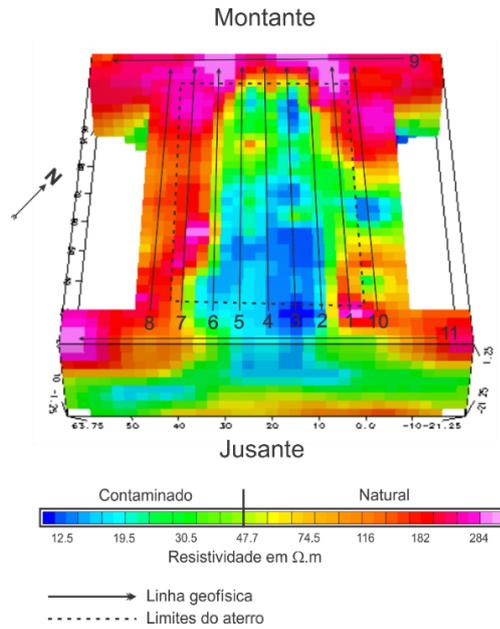
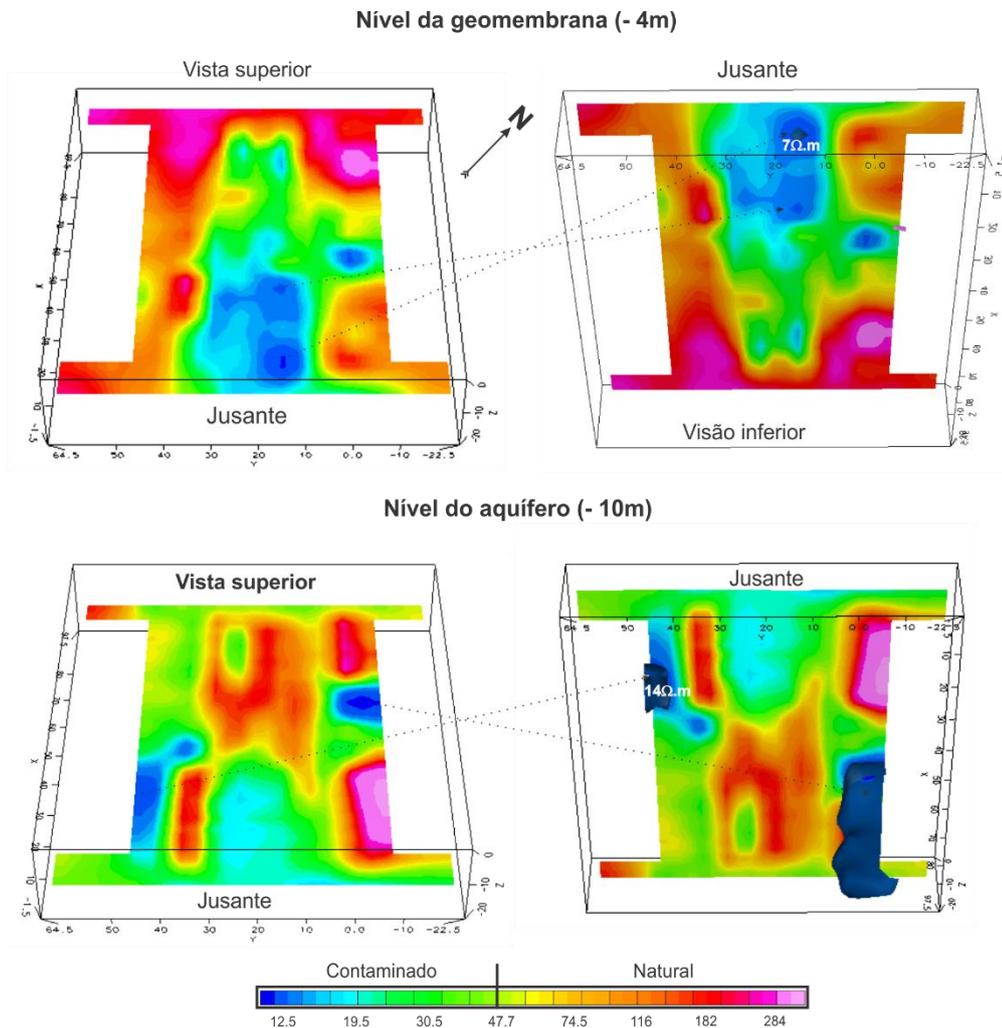


Figura 31 – Modelos de isosuperfície de resistividade para os níveis de profundidade da geomembrana e do nível do aquífero com vista superior e inferior (2017)



A presença de um soluto como o chorume nas águas subterrâneas está condicionada ao fluxo subterrâneo em meio fraturado, que diferente de um meio granular é considerado como heterogêneo e anisotrópico. As propriedades hidráulicas apresentam variações de várias ordens de magnitude, pois estão relacionadas a densidade e a conectividade das fraturas. Dessa forma, a avaliação de uma área com substrato geológico fraturado é considerada satisfatória somente quando reconhecidos os caminhos preferenciais de migração.

A evolução da pluma de chorume do ano de 2016 para o ano de 2017 evidenciam a importância das condições físicas naturais da área na interpretação da evolução da degradação dos resíduos e fluxo de chorume. Em ambientes não controlados como os aterros sanitários, modificações nos parâmetros físicos como teor de umidade, temperatura, pH além do próprio substrato em contato com os resíduos causam alterações nos processos de degradação e fluxo que por sua vez modificam os parâmetros geoeletricos. É essencial, portanto, a incorporação de todos esses fatores na análise e interpretação dos dados geofísicos.

7.1.3 Fase 3: 2018

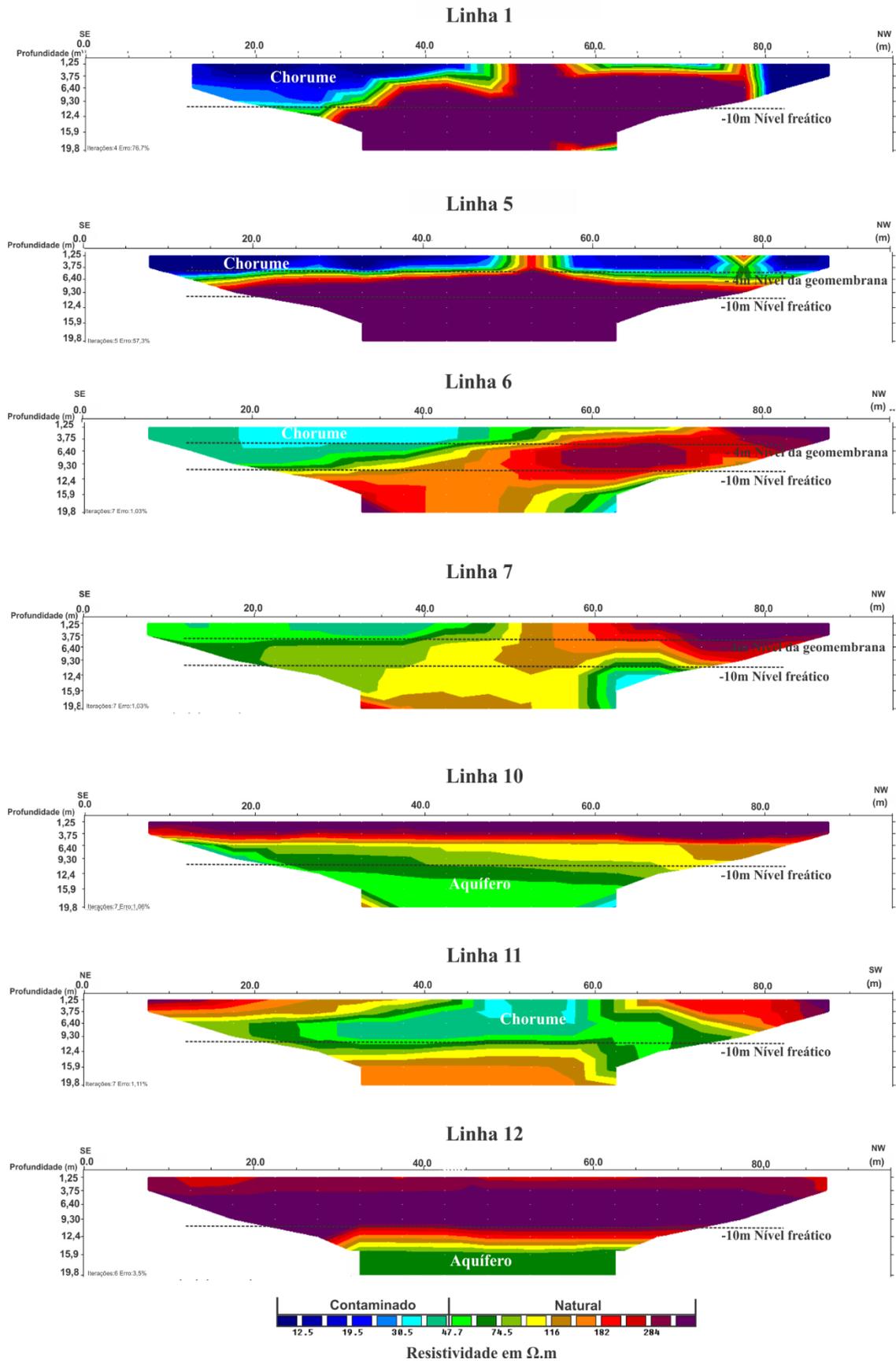
Para o ano de 2018, os menores valores de resistividade estão presentes nas linhas 1 e 5 na porção mais superficial do perfil (Figura 32). Na porção inicial da linha 1 (entre 0 e 40 metros), uma ampla zona de valores inferiores a $12,5 \Omega.m$ define o perfil de resistividade da superfície até uma profundidade média de 10 metros, situação onde os valores de resistividade são superiores a $200 \Omega.m$.

Em toda a porção superficial da linha 5 os valores de resistividade também são inferiores a $12,5 \Omega.m$ e aumentam em profundidade. Nesse caso, é possível que esses valores condutivos representem bolsões de acumulação de chorume em superfície.

As linhas 2,3, 4 e 6 apresentam valores de resistividade elétrica entre $30,5$ e $47,7 \Omega.m$ nas porções iniciais das linhas e em profundidades rasas e que seguem até 10 metros (Apêndice A). O final das linhas, situada a montante da célula de resíduos, aponta uma resistividade elevada (superior a $200 \Omega.m$) a partir de 4 metros de profundidade, valores encontrados de forma predominante na linha de referência.

Na linha 11, localizada a jusante da célula de resíduos, os valores que indicam a presença de chorume também são encontrados na porção central que define os limites da vala de disposição dos resíduos.

Figura 32 – Modelos de inversão de resistividade elétrica para o ano de 2018 com destaque para níveis da geomembrana e do nível freático



Padrão muito similar a linha de referência é encontrada na linha 10, caracterizada por altos valores de resistividade em toda a superfície com decaimento gradativo dos valores em profundidade que atingem o mínimo natural para área de $47,7 \Omega.m$ em profundidade superiores a 10 m.

Em contrapartida, o padrão encontrado nas linhas 7 e 8 indica redução da resistividade com aumento da profundidade. Na superfície, principalmente na porção final das linhas, os valores são superiores a $200 \Omega.m$, com redução a partir dos 10 metros de profundidade, indicativo de transição entre a zona não saturada e a zona saturada do aquífero. Entretanto, não são encontrados valores de resistividade (próximos a $12,5 \Omega.m$) que representem acumulação de chorume em profundidade.

Em realce aos padrões existentes em superfície nos modelos de inversão 2D, na visão superior o modelo de blocos 3D para o levantamento de 2018, é demonstrado o predomínio de baixos valores de resistividade dentro da célula de resíduos (Figura 33). Os mapas de níveis de resistividade elétrica e a criação da isosuperfície também complementam a análise dos resultados (Figura 34).

No nível da geomembrana (-4m) são identificados três pontos de maior acumulação de chorume, dois dentro da célula e um a montante, cuja distribuição em profundidade supera a posição de instalação da geomembrana (vista inferior). Para o nível do aquífero (-10m) a condição predominante é de valores intermediários de resistividade principalmente a jusante do aterro e resistividade elevada a montante. É possível que os valores intermediários correspondam ao ambiente modificado pela presença de chorume, que diminui a resistividade natural do material geológico da área.

A presença de valores de resistividade que indicam a acumulação de chorume na profundidade do aquífero está restrita ao limite norte do aterro a montante, em um local fora da área do levantamento geofísico.

Os resultados do ano de 2018 também sugerem a presença de chorume que permanece acumulada na vala de resíduos e atinge profundidades superiores à da instalação da geomembrana. Contudo, diferente dos outros levantamentos, os valores de resistividade em profundidade estão mais próximos do natural.

A dinâmica do comportamento do chorume na área do aterro durante o levantamento ao longo de três anos é interpretada e descrita no capítulo seguinte por meio de uma avaliação da evolução temporal.

Figura 33 – Modelo 3D de resistividade elétrica para o ano de 2018

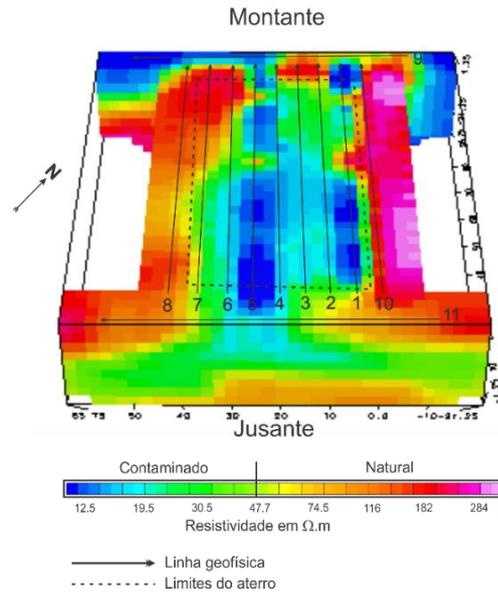
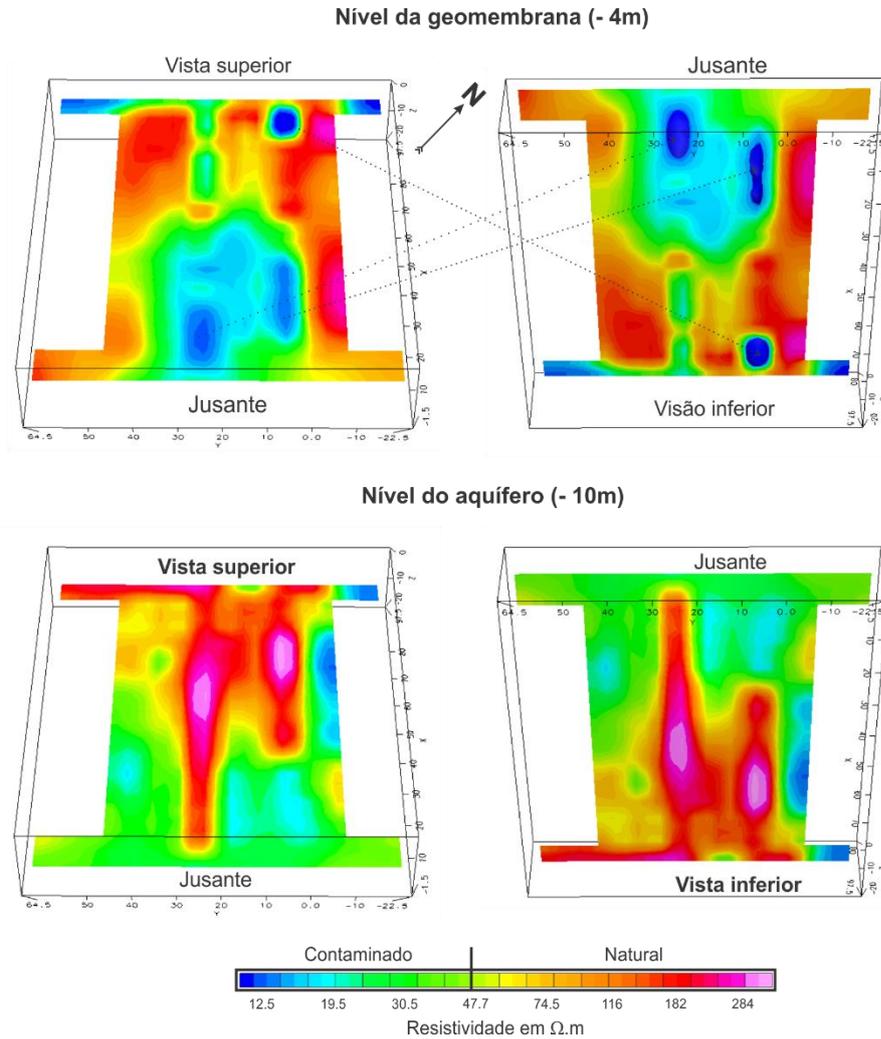


Figura 34 – Modelos de isosuperfície de resistividade para os níveis de profundidade da geomembrana e do nível do aquífero com vista superior e inferior (2018).



7.1.4 Evolução Temporal

O início da utilização da vala como disposição de resíduos ocorreu no ano de 2008 e sua capacidade foi esgotada no ano de 2014. A avaliação da geração e fluxo do chorume por meio das alterações dos parâmetros geoeletricos no aterro ao longo do período de trabalho (2016-2018) deve considerar aspectos construtivos e operacionais, fatores externos como temperatura e regime de chuvas e fatores internos como tipo de resíduo, substrato geológico e estágios de degradação da matéria orgânica contida nos resíduos.

A magnitude dos valores de resistividade é proporcional a concentração de sais presentes no meio, assim, é esperado que zonas de maior acumulação de chorume correspondam aos menores valores de resistividade devido a maior presença de sais e ácidos orgânicos.

Com isso, o monitoramento geofísico do aterro possibilitou por meio do contraste entre áreas potencialmente contaminadas por chorume e o ambiente geológico natural, o reconhecimento, a distribuição espacial e os caminhos preferenciais de fluxo do chorume.

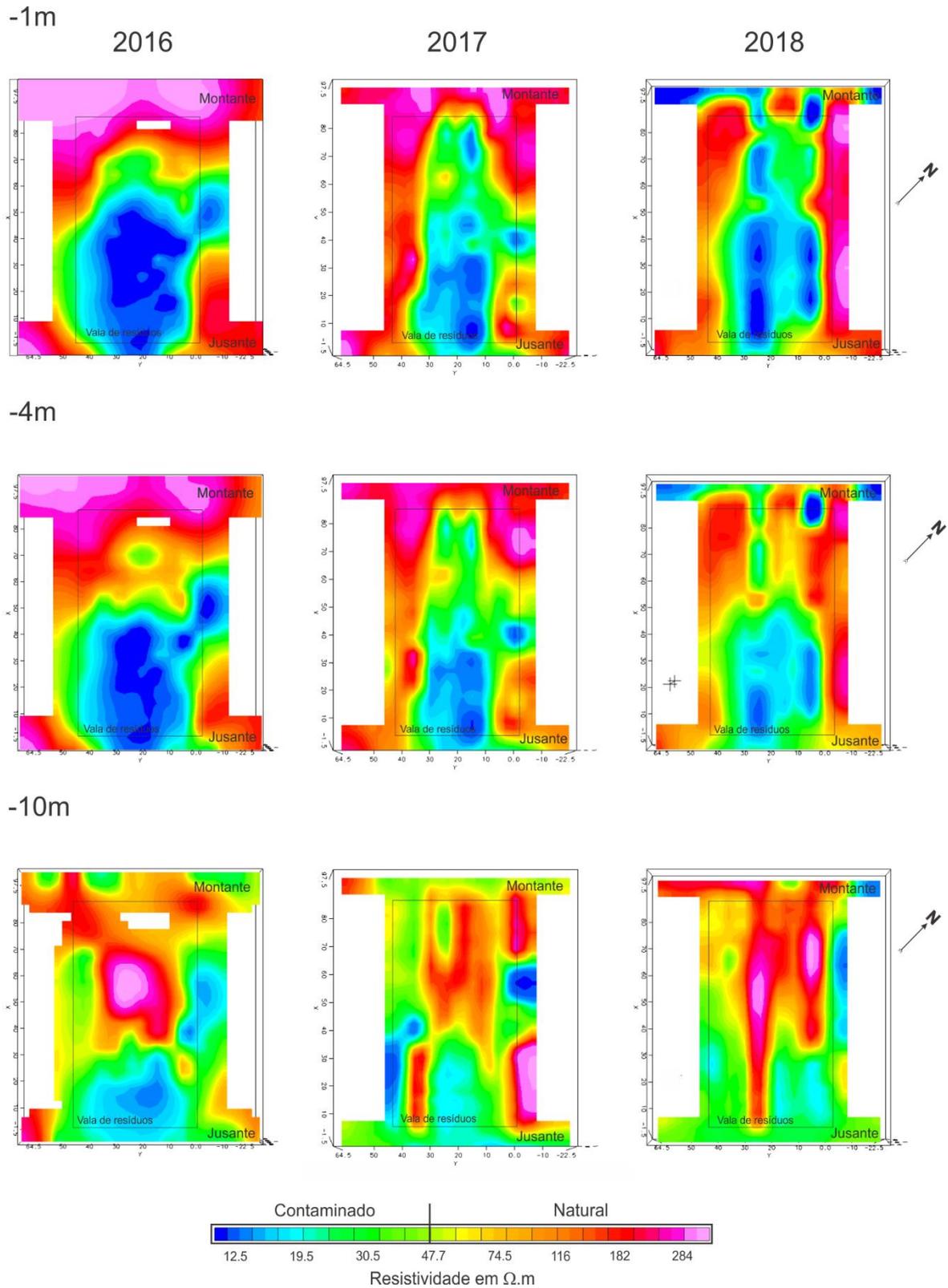
A análise da evolução temporal é feita pela apresentação dos resultados de resistividade ao longo dos 3 anos por meio da análise comparativa e discussões dos níveis de investigação de três profundidades distintas: nível mais raso (0m), nível da geomembrana (-4m) e o nível do aquífero (-10m) (Figura 35).

Os valores de resistividade nos mapas que representam o nível superficial (0m) demonstram variação em concentração e abrangência ao longo dos anos. Os valores considerados como indicativos da presença de chorume (abaixo de 47,7 $\Omega.m$) estão concentrados basicamente no interior da célula de resíduos e as variações ao longo do tempo dizem respeito a considerável redução das concentrações de chorume, principalmente do ano de 2016 para 2017.

Os resultados durante o período de aquisição mostram a ocorrência de um espalhamento ou dispersão do chorume e redução das concentrações de sais. Inicialmente restrita entre as posições 0 e 60m ao longo do sentido das linhas de tomografia elétrica, nos anos de 2017 e 2018, novas zonas de baixa resistividade são identificadas a montante, possivelmente resultado da decomposição de resíduos mais recentes.

No nível da geomembrana (-4m) os valores mais baixos de resistividade estão concentrados no centro da célula de resíduos. A distribuição do chorume na célula neste nível segue padrão semelhante ao do nível superficial, porém com reduções consideráveis da área de baixa resistividade para os anos de 2017 e 2018 em relação ao ano de 2016.

Figura 35 – Mapas de resistividade elétrica para o nível superficial, nível da geomembrana e nível do aquífero ao longo dos três anos (2016, 2017 e 2018).



A variação de resistividade é um reflexo de alterações na produção e dispersão de chorume, processos condicionados por diversos fatores, dentre os quais é possível destacar: aporte de oxigênio atmosférico por fissuras de recalque no solo de cobertura e infiltração de águas pluviais. A área da célula de resíduos possui uma suave conformação do solo de cobertura do centro (mais elevado), com desnível para as laterais sem qualquer sistema de drenagem e encerramento seguido por reposição de solo e cobertura por vegetação rasteira.

O regime de chuvas também é um fator de grande relevância na evolução temporal do chorume na vala de resíduos. De fato, a quantidade de chuva é um dos fatores mais importantes na geração de chorume (CHRISTENSEN et al., 2001). Nas temporadas chuvosas, a pluma de chorume pode aumentar pelo processo de dispersão em detrimento do maior aporte de água. Em termos geoquímicos, a concentração dos componentes do chorume pode sofrer redução devido a diluição, entretanto, espacialmente, a pluma de contaminação aumenta (PARK et al., 2016).

Na área de estudos, o regime de chuvas é típico de clima subtropical, com valores anuais altos (acima de 1500 mm) minimamente regular ao longo do ano. Em termos acumulativos, no intervalo entre o primeiro e a segundo levantamento geofísico o volume total de chuva foi de 1654 mm, enquanto entre o segundo e o terceiro levantamento a precipitação total foi de 1859 mm (INMET, 2018). Mas especificamente, os volumes de chuva para os meses de janeiro que antecederam a aquisição geofísica nos anos de 2016, 2017 e 2018 foram, respectivamente de 102 mm, 207 mm e 122 mm.

O aporte de água ou oxigênio atmosférico no interior dos resíduos naturalmente favorece uma condição de oxidação de matéria orgânica e diluição do chorume (REINHART & AL-YOUSTI, 1996), processo último que pode gerar um ligeiro aumento nos valores de resistividade, ainda que estes permaneçam abaixo do natural. Esses processos estão visivelmente presentes no aterro, responsáveis pelo fluxo de chorume dentro da célula e consequente variações dos valores de resistividade.

Na análise da figura 35 é importante ressaltar o indicativo de uma zona restrita de fluxo para o exterior da célula de resíduos para sentido norte. Em 2016 essa zona está conectada ao chorume presente na célula. Entretanto, esse fluxo parece diminuir com o tempo e em 2017 a zona de fluxo está menos concentrada e desconectada do interior da célula até desaparecer por completo em 2018.

O fluxo para essa região pode ter ocorrido por dispersão conforme a água da chuva foi infiltrada no aterro e pela acomodação dos resíduos, que pode resultar em novos caminhos de fluxo lateral. De fato, a comportamento hidrodinâmico do chorume dentro da célula é

altamente complexo, o que resulta em alta infiltração inicial e alta anisotropia horizontal devido as diferentes permeabilidades das camadas de resíduos resultante da compactação (AUDEBERT et al., 2016).

Valores indicativos de chorume no nível do aquífero (-10m) ocorrem como reflexo da percolação pelo furo na geomembrana (ao centro) e da zona de acumulação criada pelo fluxo fora da vala (a noroeste). No ano de 2016, é possível identificar uma pluma bem delimitada e concentrada no ponto origem, com valores inferiores a 12,5 $\Omega.m$ (Figura 36a e 36b).

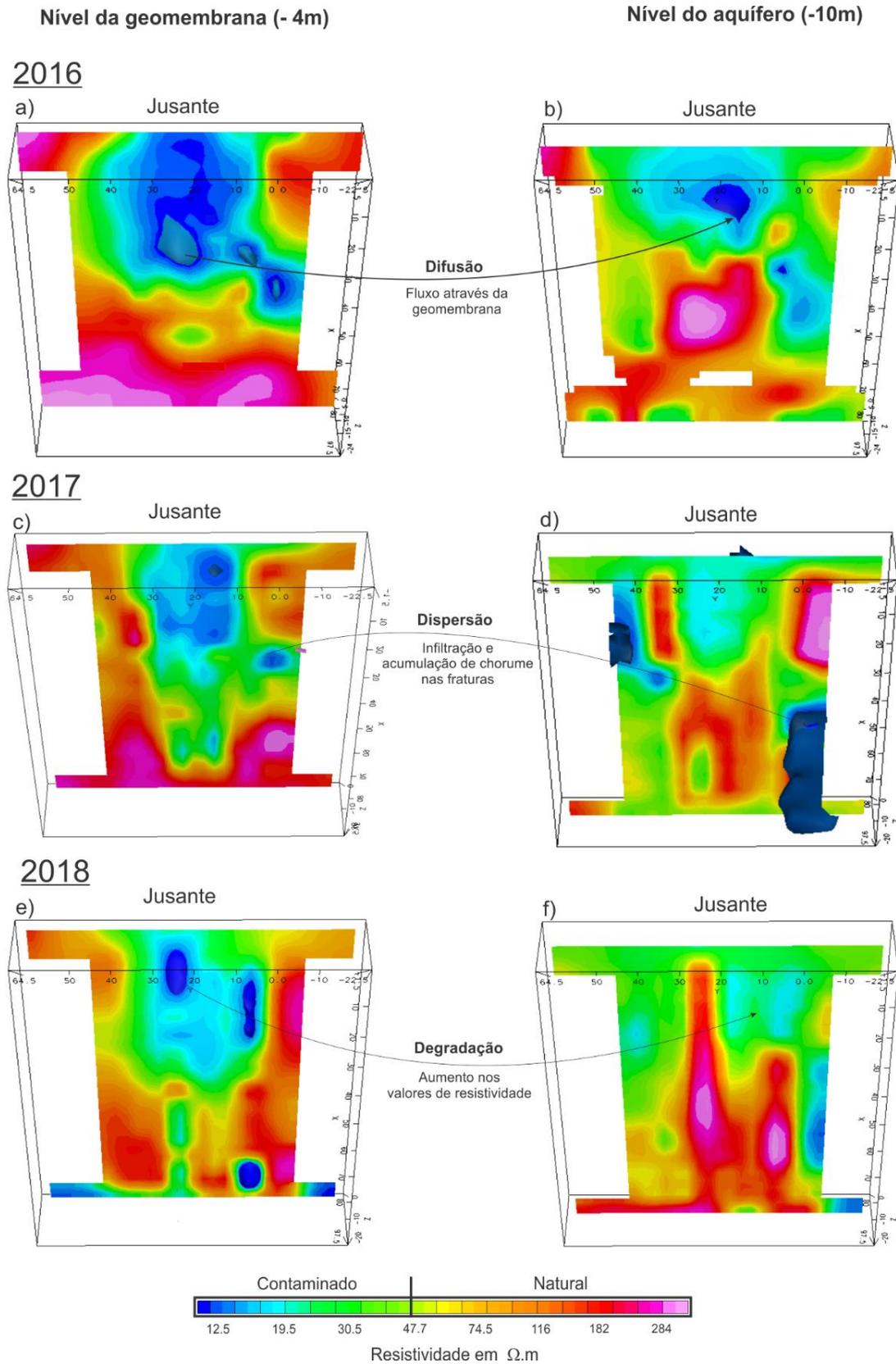
Essas deformações na base do aterro geram um fluxo preferencialmente vertical, onde o chorume percola através da deformação por meio de processos de difusão. Esse processo pode ocorrer tanto na zona vadosa quanto na zona saturada do aquífero, e consiste num transporte de massa (molecular) por diferença de concentração. A taxa de transporte é diretamente proporcional ao gradiente de concentração, ou seja, quanto maior a diferença, maior o transporte (ALTER, 2012; BERKOWITZ, 2014).

Uma vez que o chorume atinge essa região e permanece acumulado, o fluxo vertical carrega o chorume para a zona saturada (Figura 36c e 36d). O volume de chuva e a distribuição minimamente regular ao longo dos meses permitiram infiltrações de água e oxigênio atmosférico de forma constante na área do aterro e a conseqüente percolação vertical do chorume permitiu o seu acúmulo nas fraturas existentes no material geológico subjacente ao aterro. O chorume acumulado passa a ser controlado pelos processos de transporte das águas subterrânea. As fraturas respondem rapidamente a eventos de precipitação e podem transmitir os fluidos para distâncias significativas da fonte.

De fato, o chorume acumulado em profundidade representado pelas zonas de baixa resistividade no ano de 2017 não aparecem na aquisição realizada em 2018 como resultado do maior aporte de chuvas durante esse período e, portanto, maior dispersão e diluição do chorume. Os valores de resistividade estão mais atenuados (30,5 $\Omega.m$), e a evolução do chorume no aquífero é resultado da degradação da matéria orgânica (zonas mais atenuadas) e da dispersão do chorume pela infiltração de água da chuva (acumulação em profundidade) (Figura 36e e 36f).

Apesar da maior concentração de chorume ocorrer a jusante da célula, a ampla modificação da distribuição ao longo dos anos enfatiza a importância do uso de métodos de aquisição capazes de identificar essas modificações de forma rápida e eficaz. A análise dos dados geofísicos a partir da perspectiva dos processos de geração e fluxo de chorume no aterro sanitário revela alta complexidade dos processos físico-químicos envolvidos e a heterogeneidade da massa de resíduos como meio de percolação.

Figura 36 – Visão inferior do nível da geomembrana (-4m) e aquífero (-10m) (2016-2018)



A infiltração de chorume no aquífero a partir de vazamentos na geomembrana adiciona um fator de aceleração do consumo de matéria orgânica, com a tendência de desidratação da massa de resíduos no período de seca e consequente saturação nos períodos de chuva. Essa alternância resulta em um aumento na oxigenação da massa de resíduos, o que deve contribuir para a aceleração dos processos de atenuação natural e o consumo total de matéria orgânica. Em contraste, este caminho de fluxo para o aquífero implica contaminação direta, com dispersão e diluição de vários elementos inorgânicos, bem como metais e patógenos.

7.2 Potencial espontâneo (SP)

O levantamento na área de estudo foi realizado na última campanha, no mês de fevereiro de 2018, juntamente com a aquisição dos dados de eletrorresistividade. A grande variação de resistividade elétrica entre 2016 e 2017 foi a principal justificativa para realização do levantamento. Os dados SP variam entre -60mV até 80mV e são apresentados em forma de mapas de potencial elétrico juntamente com o mapa de resistividade para o nível da geomembrana e nível do aquífero (Figura 37).

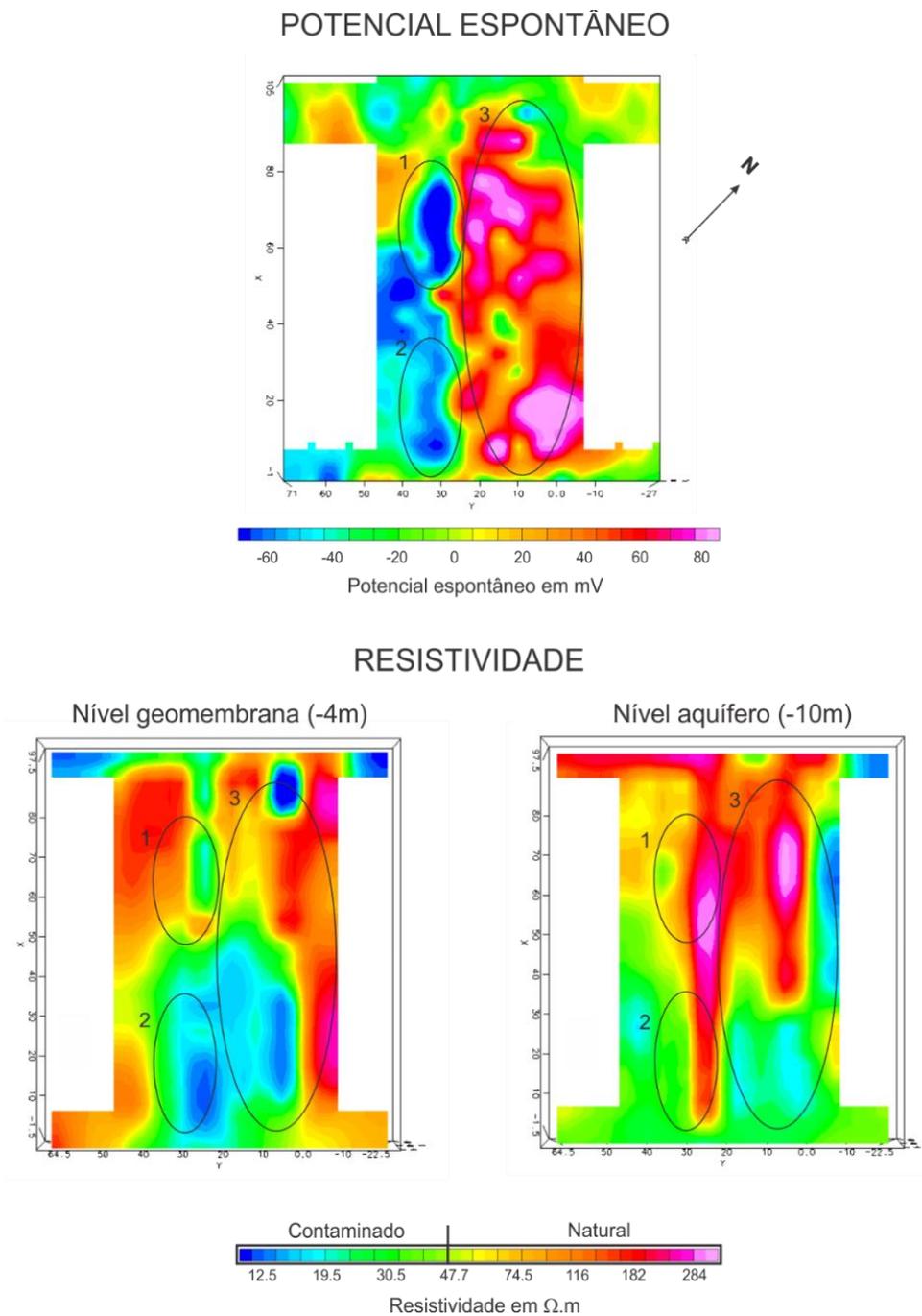
Os valores de potencial elétrico positivo (entre 20 mV e 60 mV) estão distribuídos no centro-norte da célula de resíduos ao longo de toda a linha de aquisição e os potenciais negativos estão na porção centro-sul. A partir de uma análise preliminar, comparando os resultados de resistividade e potencial elétrico natural é possível notar que as zonas de baixa resistividade, indicativas da presença de chorume, correspondem a zonas de potencial elétrico negativo e positivo.

Resultados de potenciais elétricos negativos indicam um ambiente redutor, em que o potencial medido retrata uma zona anaeróbia e quimicamente instável. No caso de estudos em aterros sanitários é provável que esses valores sejam resultado do potencial de oxirredução que ocorre devido a presença de matéria orgânica biodegradável.

De fato, nos aterros sanitários a degradação da matéria orgânica presente nos resíduos ocorre pelo processo de oxidação que é catalisada por microrganismos. O rápido consumo de oxigênio torna o ambiente anaeróbio e a oxidação ocorre por outros agentes oxidantes (NO_3^- ; MnO_2 ; $\text{Fe}(\text{OH})_3$; SO_4^{2-} e outros). Conforme esses agentes vão sendo consumidos a pluma de chorume fica cada vez mais reduzida, aumentando o gradiente do potencial de oxirredução entre a pluma e o ambiente não contaminado.

A interface de oxirredução criada pela degradação da matéria orgânica tem sido relatada como fortes anomalias SP nos trabalhos de Christensen et al. (2000) e Mainault et al. (2006). As anomalias negativas são comumente relacionadas a pluma de chumbo devido ao seu caráter predominantemente redutor, como apontado nos estudos de Naudet et al. (2003), Arora et al. (2007) e Moreira et al. (2013).

Figura 37 – Mapa de potencial elétrico natural e de resistividade para os níveis da geomembrana e do aquífero



A análise dos resultados SP em conjunto com os mapas de resistividade permite uma discussão mais aprofundada dos processos que ocorreram na área do aterro. A zona 1 destacada na figura, a montante da vala de resíduos, representa uma zona de potencial elétrico negativo (por volta de -60mV) indicativo de um sistema redutor, ou seja, ambientes em que estão presentes espécies reduzidas (matéria orgânica). Esse sistema é instável, uma vez que tem a tendência de sofrer rapidamente reações de oxidação. Os mapas de resistividade para essa zona, apresentam baixa resistividade na porção mais superficial, valores próximos ao mínimo natural na geomembrana e valores que parecem evidenciar a alta resistividade natural do material geológico local.

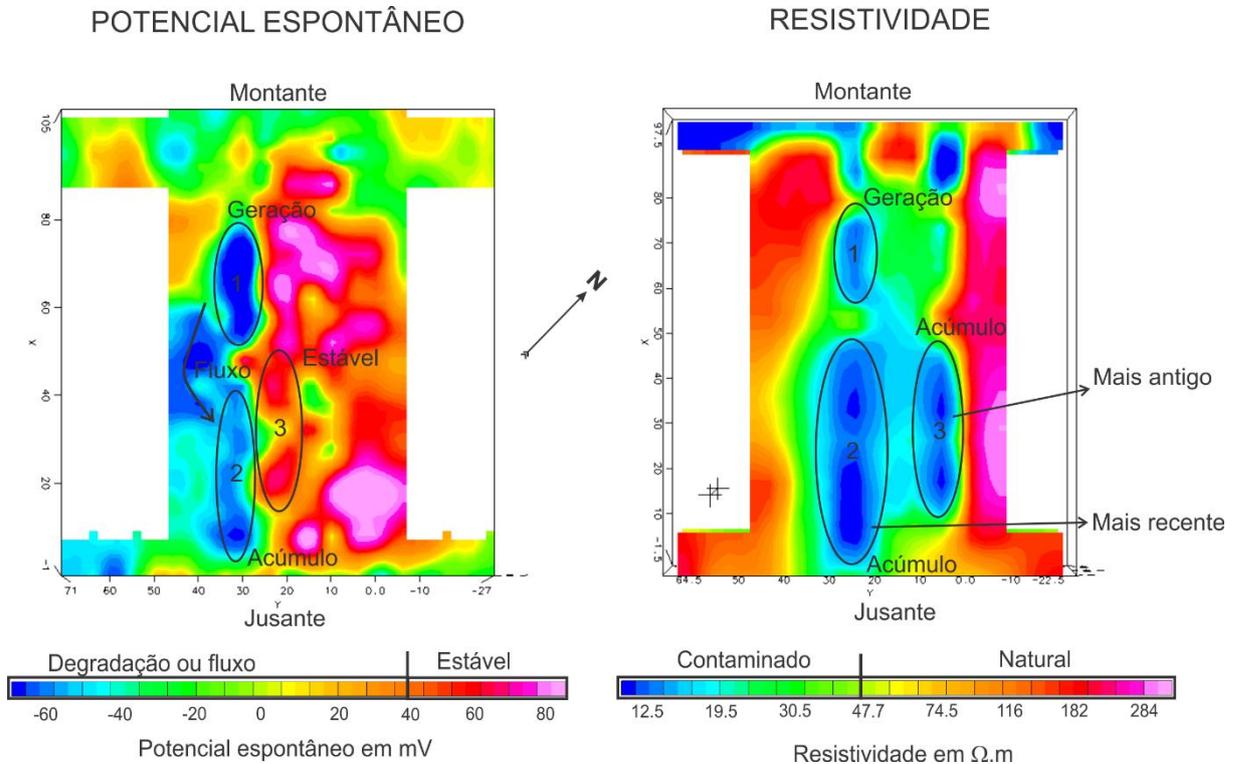
A zona 2 também possui valores negativos de potencial elétrico natural, porém de menor magnitude em relação a zona 1. A origem desse potencial também pode ser correlacionada a presença de matéria biodegradável dentro da célula de resíduos e os processos iniciais de degradação que geram uma zona redutora. Nesse local, os mapas de resistividade indicam baixa resistividade na porção superficial e acúmulo do chorume no nível da geomembrana ($12,5 \Omega\cdot\text{m}$), o que pode explicar a magnitude do potencial elétrico.

O mesmo processo de acumulação ocorre na zona 3, onde os baixos valores de resistividade em superfície, na profundidade da geomembrana ($12,5 \Omega\cdot\text{m}$) e no aquífero ($30,5 \Omega\cdot\text{m}$) demonstram fluxo a jusante e também, neste caso, fluxo vertical. O potencial elétrico positivo (20 mV) demonstra um estágio mais avançado nos processos de degradação da matéria orgânica.

A zona 1 corresponde a última área do aterro onde os resíduos foram enterrados: é provável que a disposição tenha ocorrido da jusante para a montante, e a presença de resíduos nessa área pode resultar numa região de geração de chorume nas porções mais rasas do aterro, onde a concentração de matéria orgânica biodegradável cria um forte potencial elétrico negativo.

O chorume gerado nessa área tem naturalmente um fluxo para as zonas mais baixas do aterro a jusante, onde este permanece acumulado na massa de resíduos, como demonstrado pela zona 2. O potencial espontâneo negativo nessa área indica que existem materiais passíveis de oxidação, e a acumulação em profundidade diminui a intensidade em superfície do potencial elétrico negativo (Figura 38).

Figura 38 – Mapas de potencial elétrico natural e de resistividade para o primeiro nível de investigação com destaque para zonas de geração e acúmulo de chorume



O mapa de resistividade indica que o mesmo processo de acumulação de chorume ocorre na zona 3 a jusante, onde estão concentrados valores de baixa resistividade. O potencial elétrico para essa zona, no entanto, é positivo e próximo a 40mV. Apesar de consistir em uma zona de acumulação de chorume, esse está em condição de estabilidade geoquímica com o meio, e a matéria orgânica biodegradável foi consumida e oxidada.

Essa diferença no sinal e na magnitude do potencial elétrico nas zonas de acumulação de chorume apontados pela resistividade indicam que a zona 3 é uma zona de acumulação mais antiga. É provável que o fluxo para essa área cessou e os processos de degradação ocorreram de forma satisfatória estabilizando os resíduos.

Por sua vez, a zona 2 representa uma acumulação mais recente, o sinal SP indica potencial de oxidação da área e consequentemente a presença de matéria orgânica degradável e de fluxo de chorume a partir da área a montante (zona 1).

O restante do aterro apresenta uma condição de estabilidade representada pelos valores de potencial elétrico positivos (acima de 60 mV), consequência de uma combinação de processos. Primeiramente deve ser considerado que o levantamento dos dados ocorreu 10 anos após o início das disposições (2008) e 4 anos após o seu encerramento (2014). Aterros

com idade de 10 anos, são considerados aterros maduros e que apresentam uma redução significativa na geração de chorume devido ao consumo da matéria orgânica biodegradável (TCHOBANOGLOUS & KREITH, 2002).

Outro fator que pode ter contribuído para o avançado estágio de degradação dos resíduos é o aporte de águas pluviais nas épocas de chuva e oxigênio atmosférico. A renovação de agentes oxidantes permite a rápida degradação da matéria orgânica, estabilizando quimicamente grande parte da área do aterro.

Além da renovação dos agentes oxidantes, elevadas concentrações do contaminante podem caracterizar ambientes hostis para os microrganismos; nesses casos, a diluição do chorume (soluto) pela adição de água (solvente) é favorável para que os processos de degradação ocorram.

O aterro possui uma área de aproximadamente 4500 m² e desde o início da disposição de resíduos sólidos na área em 2008 até a data de aquisição dos dados de potencial espontâneo em 2018, os resultados mostram que aproximadamente 60% da área do aterro está em condição de estabilidade em relação a presença de matéria orgânica e chorume, com valores de potencial natural acima de 40 mV/V. Dessa forma, mantidas as taxas de degradação e realizando uma estimativa baseada em regra de três simples, estima-se que os 40% restantes da área do aterro devem ser estabilizados durante o período de 7 anos.

Com o tempo, a matéria orgânica presente na zona 1 sofrerá oxidação pelo aporte de oxigênio atmosférico e rapidamente ficará estabilizada. O chorume gerado manterá seu fluxo a jusante e ficará acumulado na zona 2, que será a última zona a ser estabilizada. O acúmulo do chorume torna esse ambiente altamente redutor, e a renovação de oxigênio ocorre principalmente pela entrada de águas pluviais na massa de resíduos. Dessa forma, a degradação fica condicionada aos períodos de chuvas e, portanto, deve ocorrer de forma mais lenta.

Os resultados do levantamento do potencial espontâneo na área do aterro evidenciam que os processos de degradação ocorreram de forma generalizada na área do aterro, mas as variações em termos de permeabilidade e condições do solo de cobertura, além da idade dos resíduos, modificam localmente os ambientes e a degradação ocorre em diferentes velocidades, responsável pela criação de zonas mais e menos estáveis.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aterro sanitário do município de Vila Nova do Sul (RS) é um reflexo da situação de muitos municípios brasileiros no que diz respeito ao gerenciamento de resíduos. A escolha da área de implantação do local de disposição de resíduos sólidos deve considerar aspectos técnicos, econômicos e sociais, caso contrário, a operação do aterro e a qualidade ambiental ficam comprometidas.

Cerca de 70% dos municípios brasileiros possuem até 20 mil habitantes, para os quais é recomendada a implementação de consórcios intermunicipais para gestão de resíduos, conforme preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos. Contudo, a escassez de profissionais qualificados e recursos financeiros inviabilizam o planejamento e operação de aterros sanitários. Soluções conjuntas são incentivadas de forma a suprir essa deficiência na gestão de recursos e diminuir a quantidade de áreas de disposição de resíduos inadequadas.

Este estudo também sugere uma reflexão a respeito das problemáticas que envolvem os aterros sanitários como destino final para os resíduos sólidos. As eventuais falhas nos sistemas construtivos dos aterros podem resultar em impactos ambientais significativos, o que os descaracteriza como uma disposição final totalmente segura.

As possíveis imperfeições no sistema de impermeabilização por geomembrana em um aterro localizado em área de aquífero raso, contribuíram para a rápida contaminação das águas subterrâneas. Embora seja a forma mais amplamente empregada de revestimento em aterros, a geomembrana pode apresentar deformações durante a instalação ou operação do aterro e por isso é comumente associada a uma camada de solo compactado de baixa permeabilidade. Mesmo assim, a durabilidade da geomembrana é comprometida diante da acidez do chorume e sua permanência por longos períodos nas áreas de disposição. Dessa forma, os aterros sanitários tornam grandes áreas em passivos ambientais diante do risco de a contaminação de longo prazo.

Os problemas ambientais causados pela presença do chorume nas águas subterrâneas e os casos recorrentes de contaminação em aterros, tornou obrigatória a existência de um programa de monitoramento. Entre as exigências dos programas estão a instalação de poços em pontos estratégicos e constantes análises químicas da água subterrânea. Entretanto, prever o volume de geração de chorume e seu fluxo dentro de aterro é algo bastante complexo e a amostragem de todos os parâmetros que o caracterizam pode ser algo bastante oneroso. Em contraste, os métodos geofísicos são empregados na determinação de plumas de chorume em aterros; a aquisição de uma alta quantidade de dados com a mínima interferência

no meio é um dos principais atrativos dos métodos, além do custo benefício no caso do mapeamento de grandes áreas.

Considerações a respeito do uso do método geofísico da Eletrorresistividade na área estudada, dizem respeito ao diferencial dos resultados em relação as variações do parâmetro físico ao longo do tempo, e como a interpretação desses dados a partir das condições fisiográficas da área permitiram identificar o fluxo de chorume na área do aterro.

O processamento dos dados em modelos de visualização 3D em diversos níveis de profundidade permitiu delinear a pluma de contaminação de forma que foi possível identificar zonas de infiltração do chorume em profundidade por conta de furos na geomembrana. Esse resultado é um grande avanço nos estudos de remediação, pois identificar com precisão o local exato da fonte contaminadora ainda é um desafio no diagnóstico de áreas contaminadas, e pode contribuir grandemente para o sucesso dos projetos de remediação.

A avaliação da evolução temporal da pluma de contaminação demonstrou que na área de estudos prevaleceram processos de transporte devido a entrada de água na massa de resíduos. Foi possível demonstrar pela evolução temporal que o chorume infiltrado no aquífero ficou primeiramente acumulado em fraturas e, em seguida, um novo aporte de água ampliou suas dimensões e possivelmente provocou a diluição dos teores de contaminantes.

O contraste das propriedades elétricas entre o meio geológico e o chorume tornam a aplicação do método da Eletrorresistividade altamente recomendada em estudos de impactos ambientais em aterros. O planejamento de estudos de monitoramento geofísico pode contribuir significativamente no entendimento da dinâmica de fluxo de contaminantes em ambiente geológico.

Vale salientar que estudos posteriores a partir de métodos diretos como amostragem de solo e água subterrânea nos locais identificados pelos resultados geofísicos como zonas de acúmulo de chorume são altamente recomendados, de forma a classificar efetivamente a área com a presença de contaminante nesses meios.

Por sua vez, o método do Potencial Espontâneo não é correlacionável as propriedades intrínsecas dos materiais geológicos ou do chorume, mas sim dos processos físico-químicos que envolvem a presença do contaminante no meio natural. Embora a resposta deste método reflita predominantemente condições de oxirredução ou de fluxo vigentes no ato da aquisição de dados, a análise dos resultados também pode refletir sobre os fenômenos que ocorreram ao longo do tempo.

A magnitude do potencial elétrico e sua distribuição na área do aterro evidenciam zonas de maior ou menor estabilidade geoquímica, devido a presença de material

biodegradável no caso de potenciais negativos, e zonas estáveis de potencial elétrico positivo, onde são identificáveis zonas de geração, fluxo e acumulação de matéria orgânica.

O grande diferencial no uso do método do Potencial Espontâneo é a possibilidade de proporcionar estimativas acerca do tempo restante para a completa estabilização química de aterros. Em relação a Eletroresistividade embora os resultados sejam altamente significativos na evolução temporal das plumas de chorume, o parâmetro não permite inferir o estágio de degradação da matéria orgânica nem a predição do tempo estimado para tal. A variação da resistividade é dependente de fatores relevantes, porém não controláveis, como por exemplo a entrada de água na massa de resíduos, capaz de aumentar a resistividade pela diluição de chorume, o que não significa necessariamente a ocorrência de processos de degradação.

Por sua vez, o método do Potencial Espontâneo apresenta o potencial elétrico resultante do processo de oxirredução, ou seja, uma estimativa da capacidade de indução de reações naturais de consumo de matéria orgânica e busca pelo equilíbrio químico deste ambiente. Na presença de matéria orgânica, principal componente dos resíduos sólidos, a única tendência ao longo do tempo é a oxidação até o seu completo consumo, o que permite estimar com mais segurança o tempo necessário para a estabilização química da área.

Assim, também é possível determinar locais para intervenção antrópica no sentido de acelerar os processos naturais de degradação. As zonas de potencial elétrico negativo carecem de oxigênio e projetos de remediação que considerem sistemas de oxidação (ventilação ou produtos oxidantes), podem acelerar a degradação da matéria orgânica e a estabilização química de aterros.

REFERÊNCIAS

ABEM. **Terrameter SAS 4000 / SAS 1000 Instruction Manual**. 2006.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896. Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**. ABNT: Rio de Janeiro, 1997

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: Abrelpe, 2017.

ABBASI, T; TAUSSEF, S.M.; ABBASI, S.A. **Biogas Energy**. New York: Springer, 2012.

AIZEBEOKHAI, A. P.; OLAYINKA, A.I.; SINGH, V.S.; UHUEGBU, C. C. Effectiveness of 3D geoelectrical resistivity imaging using parallel 2D profiles. **International Journal of the Physical Sciences**, 6: 5623-5647. 2011.

ALTER, B. **Environmental Consulting Fundamentals – Investigation and remediation**. Boca Raton: CRC Press. 2012.

ALVAREZ, P. J. J.; ILLMAN, W.A. **Bioremediation and natural attenuation process fundamentals and mathematical models**. Iowa: John Wiley & Sons, 2006.

ARISTODEMOU, E.; BETTS, T. DC resistivity and induced polarization investigations at a waste disposal site and its environments. **Journal of Applied Geophysics**, v. 44, p. 275-302, 2000.

ARORA, T.; LINDE, N.; REVIL, A.; CASTERMANT, J. Non-intrusive characterization of the redox potential of landfill leachate plumes from self-potential data. **Journal of Contaminant Hydrogeology**, v. 29, p. 274-292, 2007.

ASCE. AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. **Remediation Technologies for Soils and Groundwater**. Virginia: ASCE, 2007. 441 p.

AUDEBERT, M.; CLÉMENT, R.; MOREAU, S.; DUQUENNOI, C.; LOISEL, S.; TOUZE-FOLTZ, N. Understanding leachate flow in municipal solid waste landfills by combining time-lapse ERT and subsurface flow modelling – Part I: Analysis of infiltration shape on two different waste deposit cells. **Waste management**, 2016.

AYOLABI, E.A.; OLUWATOSIN, L.B.; IFEKWUNA, C.D. Integrates geophysical and physicochemical assessment of Olushosun sanitary landfill site, southwest Nigeria. **Arabian Journal of Geoscience**, v. 8, p. 4101-4115, 2015.

AZIZ, H. A.; HAQUE, A.A.M.; YUSOFF, M.S.; HUNG, Y. **Landfill for solid waste disposal**. In: HUNG, Y.; WANG, L.K.; SHAMMAS, N.K. Handbook of environment and waste management – Land and Groundwater Pollution Control. Singapore: World Scientific Publishing Co. 2014.

BAIRD, C.; CANN, M. **Environmental Chemistry**. 4th edition. New York: W. H. Freeman and Company. 2008.

- BEIDOU, X.; YONGHAI, J.; MINGXIAO, L.; YU, Y.; CAIHONG, H. Optimization of Solid Waste Conversion Process and Risk Control of Groundwater Pollution. Springer Briefs In Environmental Science. Springer. 2016.
- BERKOWITZ, B.; DROR, I.; YARON, B. **Contaminant Geochemistry – interaction and transport in the subsurface environment**. 2nd edition. Heidelberg: Springer. 2014.
- BORTOLIN, J.R.M.; MALAGUTTI FILHO, W. Método da eletrorresistividade aplicado no monitoramento temporal da pluma de contaminação em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, 2010.
- BOSCOV, M.E.A. **Geotecnia Ambiental**. São Paulo: Oficina de Texto, 2008.
- BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SNSA) – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2016. Brasília: MCIDADES: SNSA, 2018.
- BRASIL, Lei N° 12.305 de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos
- CHAMBERS, J. E.; KURAS, O.; MELDRUM, P. I.; OGILVY, R. D.; HOLLANDS, J. Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site. **Geophysics**, 71: 231-239. 2006.
- CHEMALE JR., F. Evolução Geológica do Escudo Sul-Riograndense. Geologia do Rio Grande do Sul. Ed. Holz, M.; De Ros, L.F., Centro de Investigação do Gondwana, Instituto de Geociências, UFRGS, Porto Alegre, p.13-52, 2000.
- CHRISTENSEN T.H. **Solid Waste Technology & Management**. Chichester: John Wiley & Sons, 2011.
- CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P.L.; JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, J.B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659, 2001.
- CHRISTENSEN, T.H.; BJERG, P.L.; BANWART, S.A.; JAKOBSEN, R.; HERON, G.; ALBRECHTSEN, H-J. Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. **Journal of Contaminant Hydrogeology**, v. 45, p. 165-241, 2000.
- CÔRTEZ, A.R.P.; MOREIRA, C.A., VELOSO, D.I.K.; VIEIRA, L.B.; BERGONZONI, F.A. Geoelectrical prospecting for a copper-sulfide mineralization in the Camaquã sedimentary basin, Southern Brazil. **Geofísica Internacional**, 55, 3, 107-117. 2016.
- CORWIN, R.F. The Self-Potential Method for Environmental and Engineering Applications. Geotechnical and Environmental Geophysics: pp. 127-146, 1990.
- CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil - Folha Cachoeira do Sul SH.22-Y-A**. Estado do Rio Grande do Sul. Escala 1:250.000. 1995.
- CPRM - C. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil**. Cachoeira do Sul, Folha SH. 2000.

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul**. Brasil: CPRM. 2005.

DANIEL, D.E. **Geotechnical practice for waste disposal**. London: Chapman & Hall, 1993.

DE CARLO, L.; PERRI, M.T.; CAPUTO, M.C.; DEIANA, R.; VURRO, M.; CASSIANI, G. Characterization of a dismissed landfill via electrical resistivity tomography and mise-à-la-masse method. **Journal of Applied Geophysics**, v. 98. P. 1, 2013.

DE DONNO, GD; CARDARELLI, E. Tomographic inversion of time-domain resistivity and chargeability data for the investigation of landfills using a priori information. **Waste Management**, v. 59, p-302-315, 2017.

DENTITH, M., MUDGE, S. T. **Geophysics for the mineral exploration geoscientist**. New York: Cambridge University Press, 2014. 516p

DEUBLEIN D.; STEINHAUSER A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction**. 2° ed. Berlin: Wiley-VCH, 2011.

ERDOGAN, R.; ZAIMOGLU, Z. **The characteristics of phytoremediation of soil and leachate polluted by landfills**. In: SHIOMI, N. Advances in bioremediation of wastewater and polluted soil. AvE4EvA. 2015.

ELIS, V.R.; USTRA, A.T.; HIDALGO-GATO, M.C.; PEJON, O.J.; HIODO, F.Y. Application of induced polarization and resistivity to the environmental investigation of an old disposal area. **Environmental Earth Science**, v. 75, p. 1338, 2016.

FREEZE, A.; CHERRY, J.A. **Groundwater**. Prentice Hall. 1997.

GENELLE, F.; SIRIEIX, C.; RISS, J.; NAUDET, V. Monitoring landfill cover by electrical resistivity tomography on an experimental site. **Engineering Geology**, v. 145-146, p. 18-29, 2012.

GEOMOTOSOFT **Oasis Montaj How to Guide**. 2014 Disponível em: http://updates.geosoft.com/downloads/files/how-to-guides/Oasis_montaj_Griding.pdf . Acesso em 18. Mar. 2018.

HAUSER, V.L. **Evapotranspiration cover for landfills and waste sites**. Boca Raton: CRC Press. 2009.

HARTMANN, L.A.; PORCHER, C.C.; REMUS, M.V.D. Evolução das rochas metamórficas do Rio Grande do Sul. **Centro de Investigação do Gondwana**. UFRGS, 2000.

HELENE, L.P.I.; MOREIRA, C.A.; CARRAZZA, L.P. Applied Geophysics on a soil contaminated site by chromium of a tannery in Motuca (SP). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 34, n. 3, 2016

HIEBERT, F.K.; BENNETT, P.C. Microbial Control of Silicate Weathering in Organic Rich Ground Water. **Science**, 258, 278-281, 1992.

HUNG, T-Y.; WANG L.K.; SHAMMAS N.K. **Handbook of environment and waste management: land and groundwater pollution control – volume 2**. Toh Tuck Link: World Scientific, 2014.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa exploratório de solos do Rio Grande do Sul**. Rio de Janeiro: 2002.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Ferramenta Cidades. **Dados do município de Vila Nova do Sul**. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=432345&idtema=16&search=rio-grande-do-sul|vila-nova-do-sul|sintese-das-informacoes> Acesso em: 21.fev.2017.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>. Acesso em: 23 de maio de 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Diagnóstico dos resíduos sólidos**. Brasília: IPEA, 2012.

JOUNIAUX, L. ISHIDO, T. Electrokinetics in Earth Science. **Internacional Journal of Geophysics**, 16 pages, 2012.

JUSTUS, J. de O.; MACHADO, M.L. de A.; FRANCO, M. do S.M. **Geomorfologia**. In: Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro: IBGE, p. 313-404, 1986.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. **An Introduction to Geophysical Exploration**. 3rd edition. Hoboken: Wiley-Blackwell Science. 2002.

KER, J.C.; ALMEIDA, J.A. de; FASOLO, P.J.; HOCHMÜLLER, D.P. **Pedologia: levantamento exploratório de solos**. In: Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro: IBGE, p. 405-540, 1986.

KIBRIA, G.; HOSSAIN, S. Investigation of degree of saturation in landfill liners using electrical resistivity tomography. **Waste Management**, v. 39, p. 197-204, 2015.

KNÖDEL, K.; LANGE, G.; VOIGT, H.J.. **Environmental Geology: Handbook of field methods and case studies**. Hannover Federal Institute for Geosciences and Natural Resources. Ed. Springer, 2007. 1357 p.

LAGO, A.L.; ELIS, V.R.; GIACHETI, H.L. Aplicação integrada de métodos geofísicos em uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos em Bauru – SP. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 24, n. 3, 2006.

LEHR J.; HYMAN M.; GASS T.S.; SERVERS W.J. **Handbook of complex environmental remediation problems**. New York: McGraw-Hill Handbooks, 2001.

LOKE, M.H. **RES2DINV-Rapid 2D Resistivity and IP Inversion Using the Least-Squares Method**. Geotomo Software Manual, Malaysia, 2003.

LOKE, M. H.; BAKER, R. D. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by quasi-newton method. **Geophysical Prospecting**, n. 44, p. 131–152, 1996.

LOPES, D. D.; SILVA, S. M.C.P.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R.S.; CELLIGOI, A.; DALL'ANTÔNIA, L.H. 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.

LOWRIE, W. **Fundamentals of Geophysics**. Cambridge, New York, Melbourne: Cambridge University Press. 2nd ed. 2007.

MACHADO, J. L. F; FREITAS, M. A. **Projeto mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul: relatório final**. Porto Alegre: CPRM, v. 1, 2005.

MAINEULT, A.; BERNABÉ, Y.; ACKERER, P. Detection of advected, reacting redox fronts from self-potential measurements. **Journal of Contaminant Hydrogeology**, v. 86, p. 32-52, 2006.

MAURYA, P.K.; RONDE, V.K.; FIANDACA, G; BALBARINI, N.; AUKEN, E.; BJERG, P.L.; CHRISTENSEN, A.V. Detailed landfill leachate plume mapping using 2D and 3D electrical resistivity tomography – with correlation to ionic strength measured in screens. **Journal of Applied Geophysics**, v. 138, p. 1-8, 2017.

MEJU, M. A. Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. **Journal of Applied Geophysics**, vol. 44, no 1, p. 115-150, 2000.

MILSOM, J. & ERIKSEN, A. **Field Geophysics – The geological field guide series**. 4th edition. Chichester: John Wiley & Sons, 2011.

MONDELLI, G.; GIACHETI, H.L.; ELIS, V..R. **Geo-Environmental Site Investigation for Municipal Solid Waste Disposal Sites**. In: Xiao-Ying Yu. (Org.) Municipal and Industrial Waste Disposal. 1ed. Rijeka:In Tech, 2012.

MOREIRA, C.A.; HELENE, L.P.I.H.; NOGARA, P.; ILHA, L.M. Analysis of leaks from geomembrane in a sanitary landfill through models of electrical resistivity tomography in South Brazil. **Environmental Earth Science**, v.77:7, 2018.

MOREIRA, C. A.; LAPOLA, M. M; CARRARA, A. Comparative analyzes among electrical resistivity tomography arrangements in the characterization of flow structure in free aquifer. **Geofísica Internacional**, 55(2): 119-129. 2016.

MOREIRA, C.A.; BRAGA, A.C.O.; GODOY, L.H.; SARDINHA, D.S.S. Relationship between age of waste and natural electric potential generation in Sanitary Landfill. **Geofísica Internacional**, v. 52, n.4, p. 375-383, 2013.

MOREIRA, C.A.; BRAGA, A.C.O. Decomposição de resíduos sólidos domiciliares e variações na resistividade e cargabilidade. **Revista Brasileira de Geofísica**, 27, n. 3, p401-409, 2009.

- MOURA, H.P; MALAGUTTI FILHO, W. Métodos de eletrorresistividade e de polarização induzida aplicados na área de disposição de resíduos urbanos: aterro controlado de Rio Claro – SP. **Geociências**, v.22, p. 129-139, 2003.
- MUSSET, A.E. & KHAN, M.A. **Looking into the Earth - An Introduction to Geological Geophysics**. New York: Cambridge University Press, 2000.
- NAUDET, V.; REVIL, A.; BOTTERO, J-Y. Relationship between self-potential (SP) signal and redox conditions in contaminated groundwater. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 21, 2003.
- NYQUIST, J.E.; CORRY, C.E. Self-potential: The ugly duckling of environmental geophysics. **The Leading Edge**, 21(5), 446-451, 2002.
- PARK, S.; MYEONG-JONG, Y.; JUNG-HO, K.; SEUNG WOOK, S. Electrical resistivity imaging (ERI) monitoring for groundwater contamination in an uncontrolled landfill, South Korea. **Journal of Applied Geophysics**, v. 135, p. 1-7, 2016.
- PAWLOWSKA, M. **Mitigation of Landfill Gas Emissions**. London: CRC Press. 2014.
- POROWSKA, D. Assessment of a degree of geochemical maturation and activity of a closed landfill site in Poland. **Environmental Earth Science**, v. 75, p. 331, 2016.
- RAJI, W.O.; ADEYOE, T.O. Geophysical mapping of contaminant leachate around a reclaimed open dumpsite. **Journal of King Saud University – Science**, v. 29, p. 348-3359, 2017.
- RAO, G.T; RAO, V.V.S.G.; PADALU, G.; DHAKATE, R.; SARMA, V.S. Application of electrical resistivity tomography methods for delineation of groundwater contamination and potential zones. **Arabian Journal Geoscience**, v 7, p. 1373-1384, 2014.
- REDDY P.J. **Municipal Solid Waste Management: Processing, Energy Recovery, Global Examples**. Boca Raton: CRC Press, 2011.
- REYNOLDS, J.N. **An introduction to applied and environmental geophysics**. Baffins Lane: John Wiley & Sons. 1997.
- REINHART, D.R., AL-YOUSFI, B.A. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Management** (4), 337–346, 1996.
- SARA, M. **Site assessment and remediation handbook**. 2nd edition. Lewis Publishers. 2003.
- SASAKI, Y. Resolution of resistivity tomography inferred from numerical simulation. **Geophysical Prospecting**, v. 40-4, 1992.
- SATO, M. & MOONEY H. D. The electrochemical mechanism of sulfide selfpotential. **Geophysics**, vol. XXV, no 1, p. 226-249, 1960.
- SEMA. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRA-ESTRUTURA. Serviços e Informações-Recursos Hídricos-Bacias Hidrográficas- G060 Vacacaí-Vacacaí Mirim.

Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/g060-bacia-hidrografica-dos-rios-vacacai-vacacai-mirim>. Acesso em 02/nov. 2018.

SCHURING, J.; SCHULZ, H.D.; FISCHER, W.R.; BOTTCHEER, J.; DUIJNISVELD, W.H.M. **Redox – Fundamentals, Processes and Applications**. Springer: Berlin, 2000.

SOLIANI JR., E. Os dados geocronológicos do Escudo Sul-riograndense e suas implicações de ordem geotectônica. Tese de doutoramento, Instituto de Geociências, Universidade São Paulo, 425 p, 1986.

SILVA, J.J.; LOUREIRO, E.M.L.; ELIS, V.R.; HODO, R.Y.; PORSANI, J.L. Aplicação de ensaios elétricos e eletromagnéticos em problema de poluição ambiental. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 20, n.3, 2002.

SILVA FILHO, B.C. Geology of the polyphase deformed precambrian terrane of the Vila Nova region, State of Rio Grande do Sul, Southern Brazil: part I: petrogenesis. **Acta Geologica Leopoldensia**, v.27, n.17, p.35-152, 1984.

TELFORD, W. M. W.; GELDART, L. P.; SHERIFF, R. E. **Applied Geophysics**. London, UK: Cambridge University Press. 1990.

TCHOBANOGLIOUS, G. & KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. Second edition. McGraw Hill Professional, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Design and construction of RCRA/CERCLA final covers**. Cincinnati, Ohio, 1991.

VIEIRA, L.B.; MOREIRA, C.A.; CÔRTEZ, A.R.P.; LUVIZOTTO, G.L. Geophysical modeling of the manganese deposit for Induced Polarization method in Itapira (Brazil). **Geofísica Internacional**, 55(2):107–117. 2016.

VELOSO, D.I.K.; MOREIRA, C.A.; CÔRTEZ, A.R.P. Integration of geoelectrical methods in the diagnostic of a diesel contaminated site in Santa Ernestina, (SP, Brazil). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 33, n.4, 2015.

WARD, S. H. Resistivity and induced polarization methods. Investigations in Geophysics. **Geotechnical and Environmental Geophysics**. Society of Exploration Geophysics, v. 1, n. 5, p. 147–198, 1990.

WILLIAMS, P.T. **Waste treatment and disposal**. Second edition. England: John Wiley & Sons. 2005.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de textos. 2013.

ZHANG, W-J.; ZHANG, G-G.; CHEN Y-M. Analyses on a high leachate mound in a landfill of municipal solid waste in China. **Environmental Earth Science**, v.70; 1747-1752, 2013.

APÊNDICE A

Seções de inversão de resistividade elétrica para os anos de 2016, 2017 e 2018.

Figura 39 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2016 – linhas 1 a 6

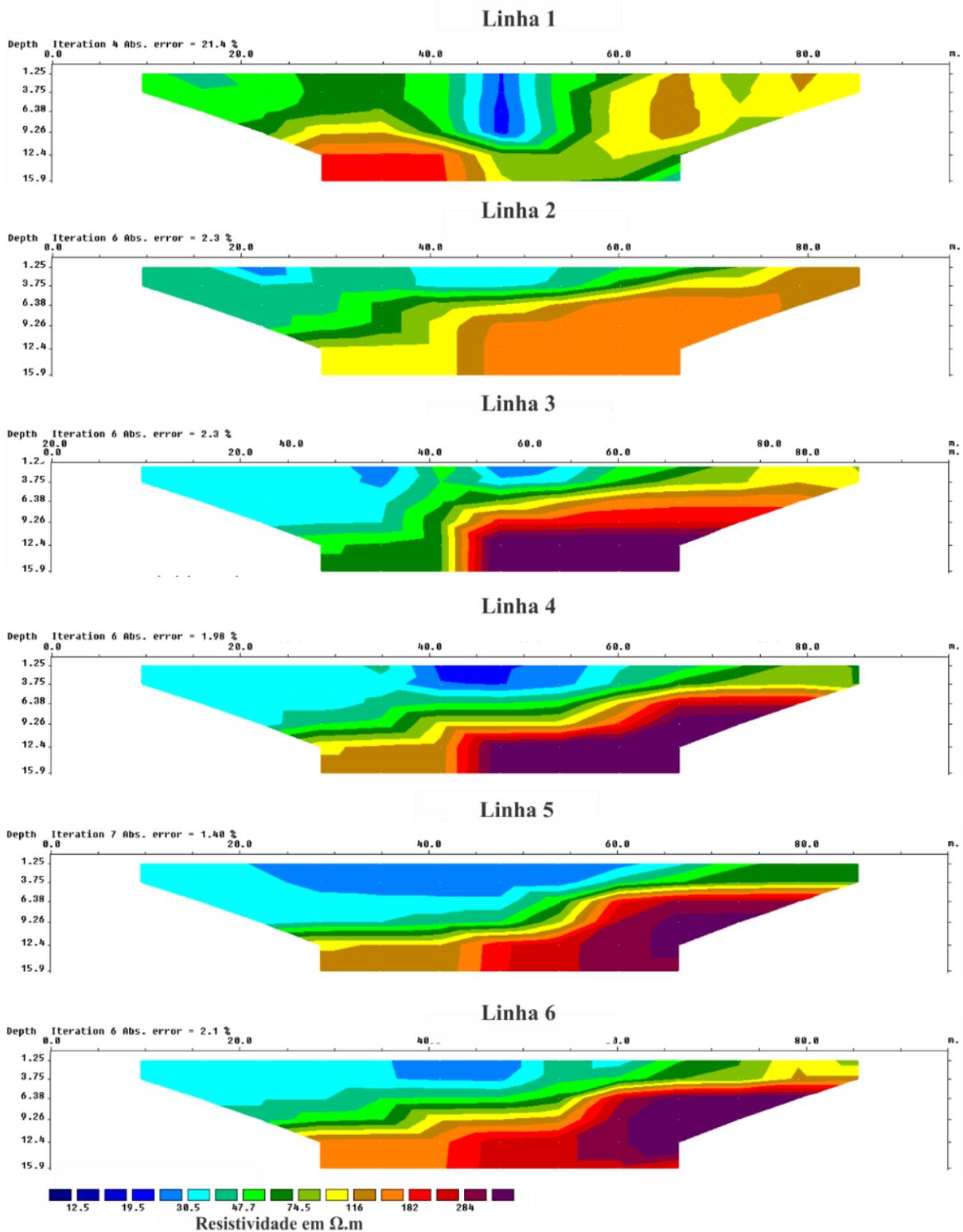


Figura 40 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2016 – linhas 7 a 12

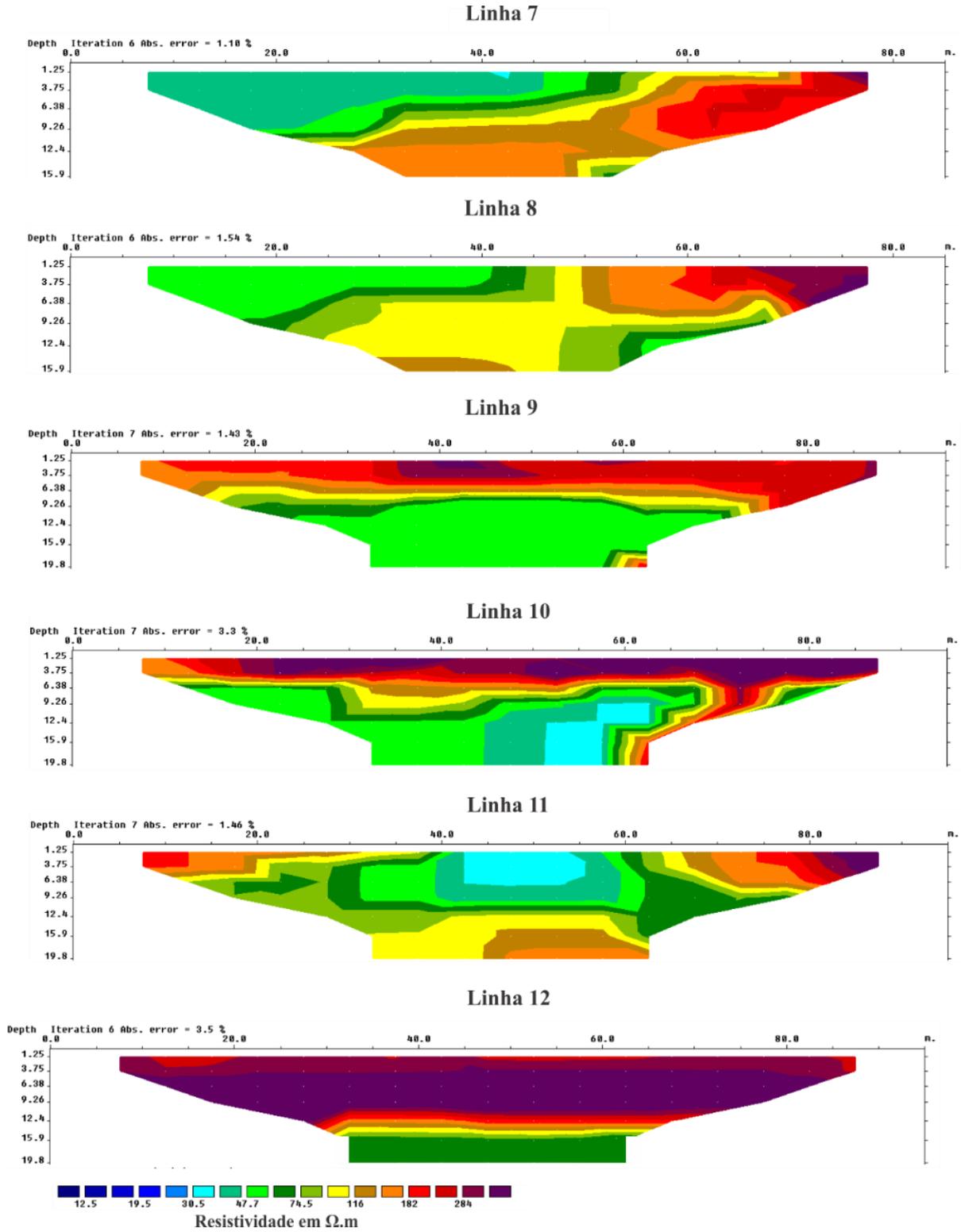


Figura 41 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2017 – linhas 1 a 6

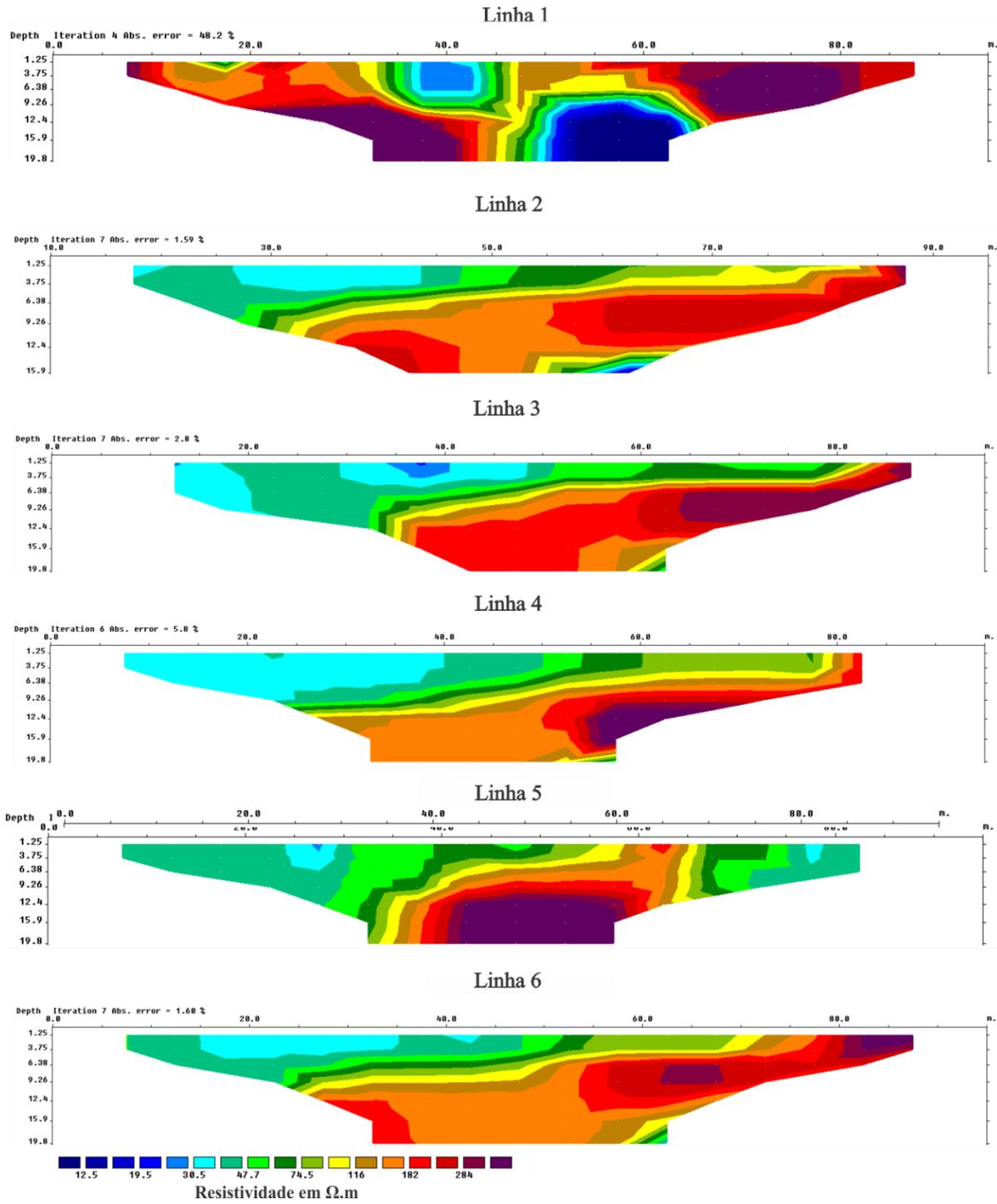


Figura 42 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2017 – linhas 7 a 12

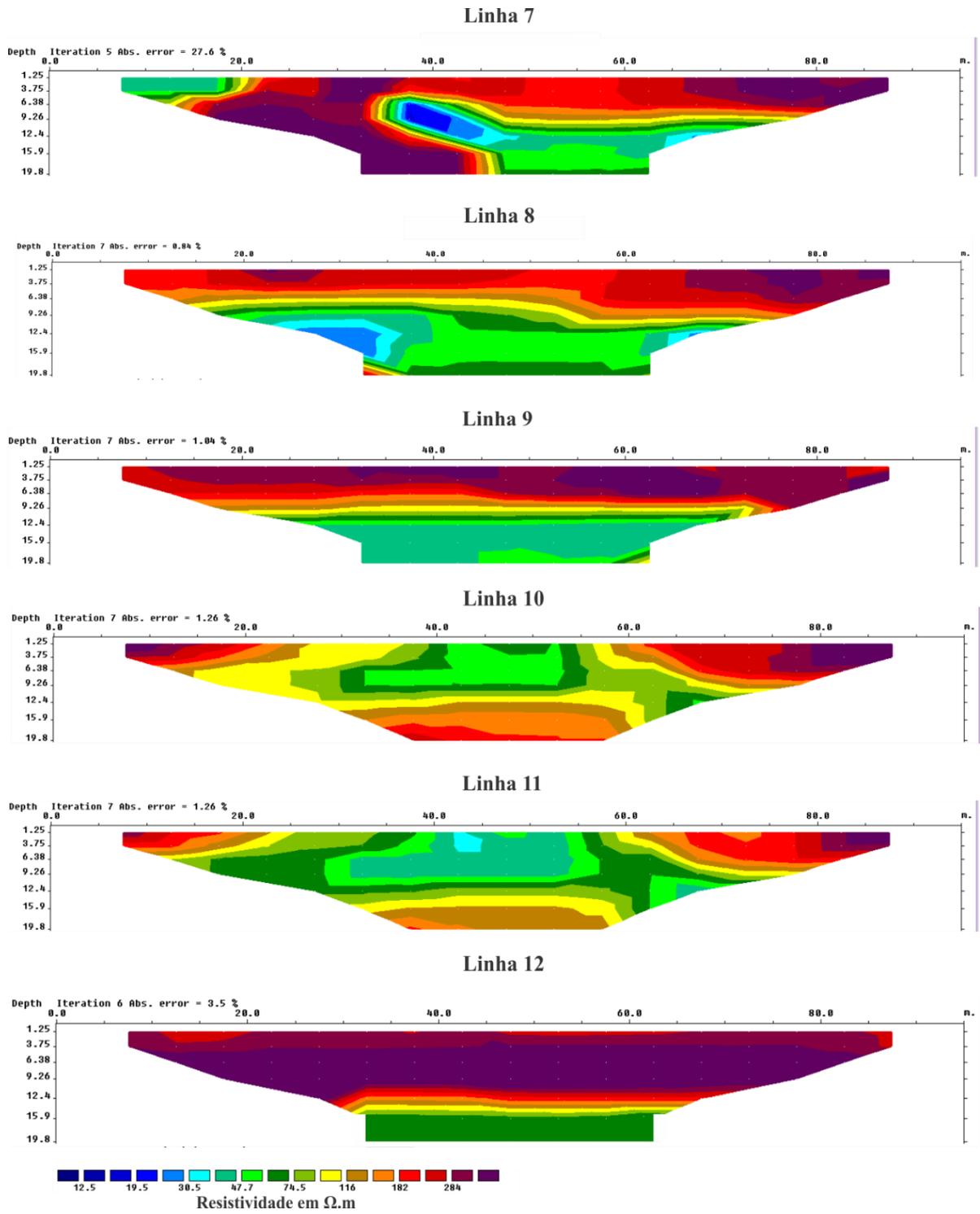


Figura 43 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2018 – linhas 1 a 6

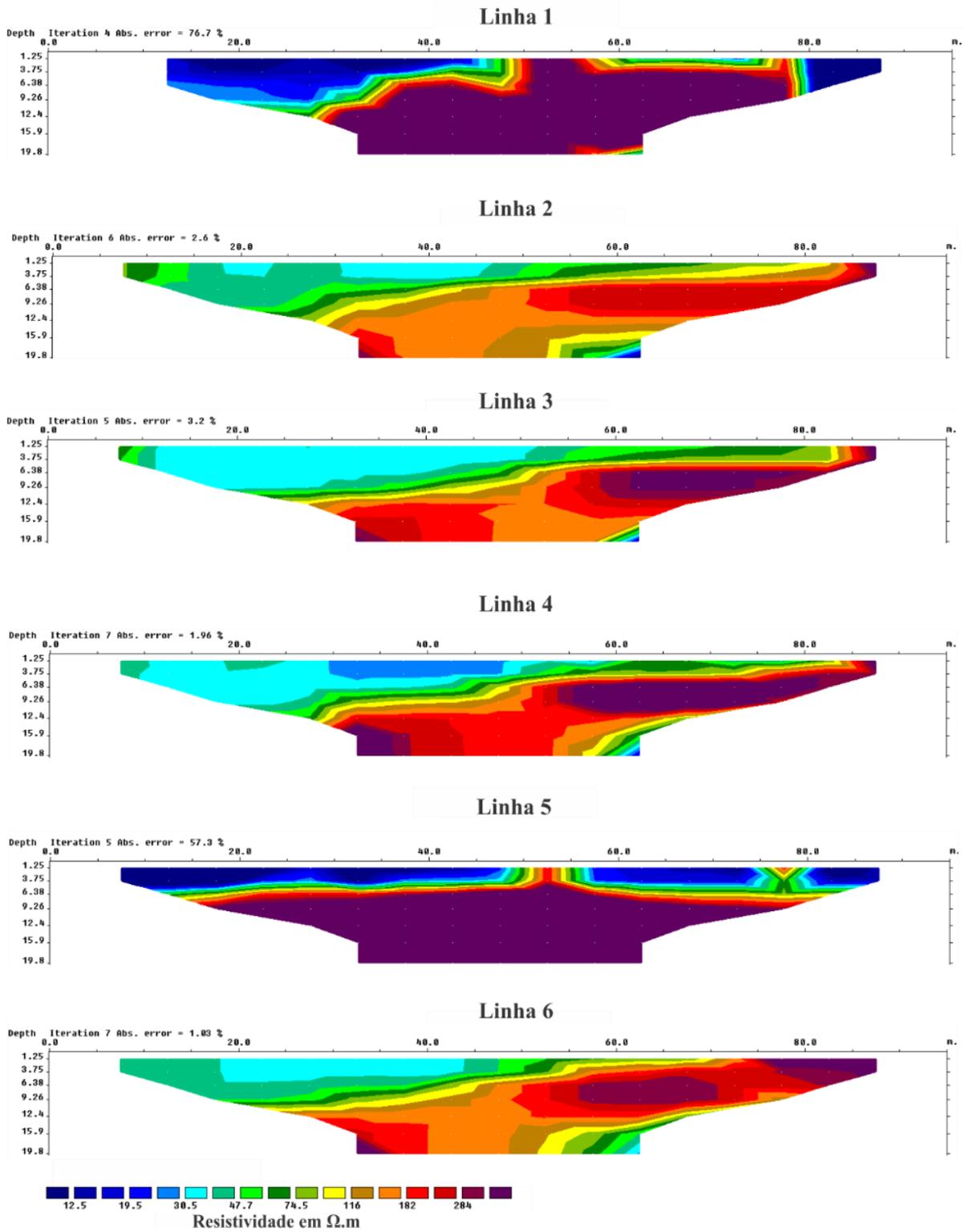
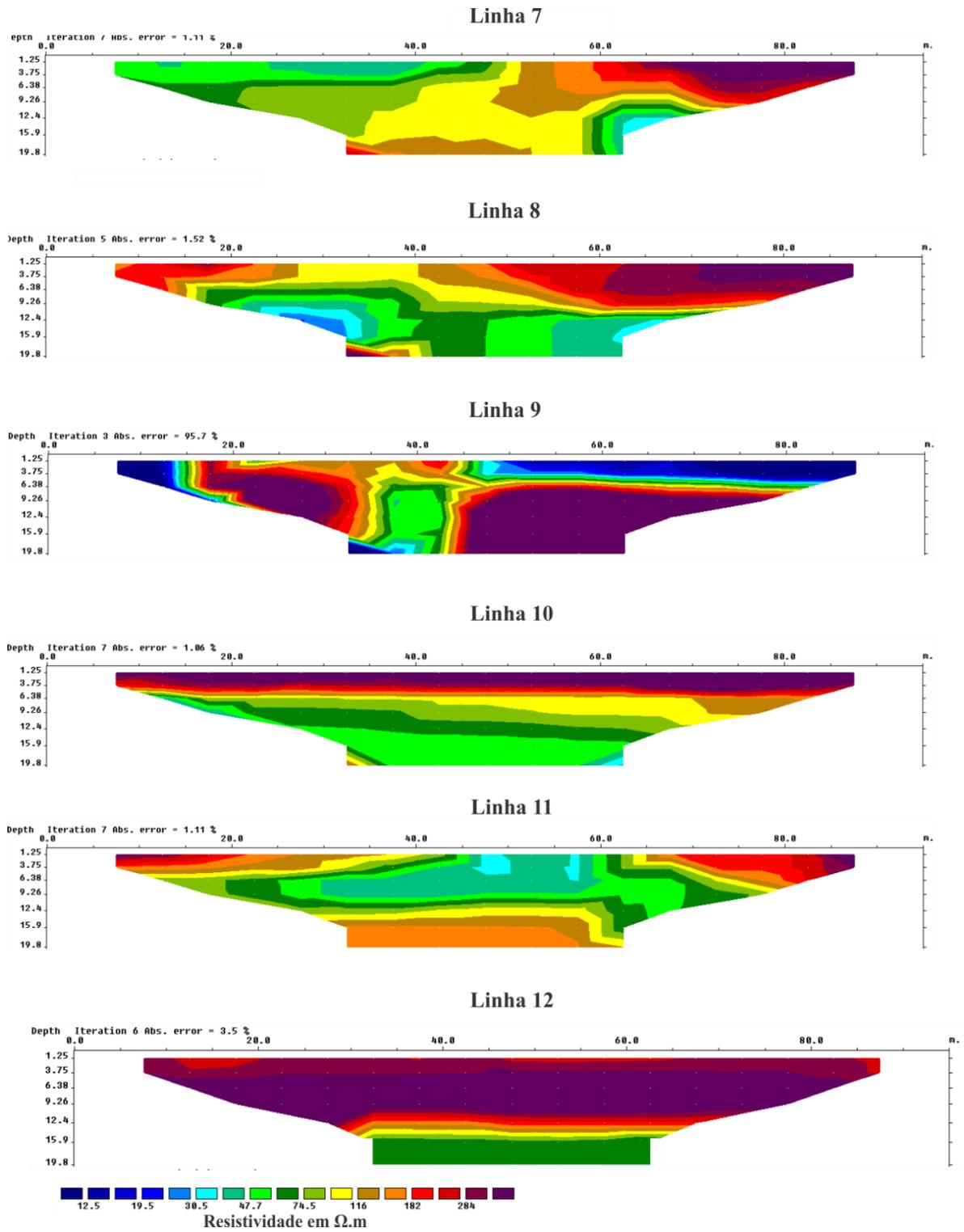


Figura 44 – Seções de inversão de resistividade para o ano de 2018 – linhas 7 a 12



ANEXO A

Artigo publicado na revista científica *Environmental Earth Science* contendo os resultados da Fase I:2016.

Environmental Earth Sciences (2018) 77:7
<https://doi.org/10.1007/s12665-017-7180-x>

ORIGINAL ARTICLE



Analysis of leaks from geomembrane in a sanitary landfill through models of electrical resistivity tomography in South Brazil

César Augusto Moreira¹ · Lívia Portes Innocenti Helene² · Paulo Nogara³ · Lenon Melo Ilha⁴

Received: 19 April 2017 / Accepted: 16 December 2017
 © Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2017

Abstract

Landfills are the main destination of solid waste generated in Brazil. Based on technical criteria, the construction of a landfill aims to minimize environmental impacts since it can present problems of high complexity. This paper discusses the use of electric resistivity tomography applied in a waste cell of a landfill, and its objective is to evaluate the effectiveness of such tool in the detection of possible leachate's leakage points in the landfill's geomembrane. The leachate is a liquid effluent characterized by a high content of dissolved salts produced by the decomposition of organic matter. Therefore, a signature of low electrical resistivity defines the presence of this compound in soil and groundwater. The analysis of 12 sections of electrical resistivity tomography in Schlumberger arrangement allowed the estimation of 47 Ω m as the minimum resistivity value for the natural conditions, in addition to the possibility to provide the identification of the area under the waste cell with lower resistivity values. The integration of a software that compiles 2D data into 3D viewing models enabled isosurface adjustments of 7 and 14 Ω m in resistivity maps to - 4 and - 10 m depth levels at the base of the landfill and the aquifer, respectively. These areas define points of infiltration in soil, by leakage at geomembrane in the bottom of the landfill. The results show the applicability of the method in the diagnosis of leachate contamination in a high-complexity environment. In addition, it is possible to establish an effective system for the remediation in a place where the installation of monitoring wells can increase the environmental impact.

Keywords Landfill · Leachate · Leakage · Electrical resistivity · 3D modeling

Introduction

Landfills are the main destination of solid waste collected from homes, industry, and commerce in Brazil, with a volume of approximately 78 million tons in 2014. The generation of solid waste has increased more than 2.9% since 2003, which is extremely worrying in comparison with a rate of

population growth of 0.9% in the same period (ABRELPE 2014).

Since 2003, there has been an increase in the degree of schooling, low-interest credit availability for a large part of the population, and income distribution policies geared to needy families through scholarships and various social programs. These factors allowed an increase in purchasing

✉ César Augusto Moreira
 moreirac@rc.unesp.br
 Lívia Portes Innocenti Helene
 liviapihelene@gmail.com
 Paulo Nogara
 prznogara@hotmail.com
 Lenon Melo Ilha
 lmgeofisik@hotmail.com

¹ Department of Applied Geology (DGA), Geosciences and Exact Sciences Institute (IGCE), University Estadual Paulista (UNESP), 24-A avenue, 1515, Bela Vista, Rio Claro, São Paulo State 13506-900, Brazil

² Post-Graduate program in Geosciences and Environmental Science, Geosciences and Exact Sciences Institute (IGCE), University Estadual Paulista (UNESP), 24-A avenue, 1515, Bela Vista, Rio Claro, São Paulo State 13506-900, Brazil

³ Post-Graduate program in Applied Geophysics in Mineral Exploration and Environment, University Federal do Pampa (UNIPAMPA), Pedro Anunciação avenue, 111, Baía Vista, Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul State 96570-000, Brazil

⁴ University Federal do Pampa (UNIPAMPA), Pedro Anunciação avenue, 111, Baía Vista, Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul State 96570-000, Brazil

power coupled with a sophisticated system of selective marketing campaigns, which resulted in a change of consumption patterns. The possibility of purchasing products beyond their immediate need culminated in substantial changes in consumption habits of a significant part of the Brazilian population.

The federal legislation that regulates the management of solid waste in Brazil is Law nº 11.445 of 2007, also named National Politics for Basic Sanitation (Brasil 2007), which states that solid waste must integrate the municipal plans for sanitation, and Law nº 12.305 of 2010, named National Politics for Solid Waste (Brasil 2010).

The organic waste generated in residences represents more than 50% of the total collected, with a maximum of 3% used for composting (Cempre 2013; Jacobi and Besen 2011). The majority of solid waste in Brazil is disposed in sanitary landfills (59%) or controlled landfill dumps (41%), whose collection and management are the responsibility of the Municipalities (SNIS 2013).

Controlled landfills are the ones based on minimum technical criteria for its operation and construction. On the other hand, sanitary landfills are well-planned systems for throwing and compacting waste in cells. Their construction must have basal waterproofing membranes, adequate basal slope for the gravitational flow of effluent liquids, collection systems for gases and leachate, geotechnical stability and monitoring systems for groundwater (Christensen 2011; Reddy 2011; Deublein and Steinhauser 2011).

Although planned with a series of technical criteria, there are many problems encountered in landfills: direct release of greenhouse gas emissions (methane), problems in the drainage and treatment of leachate, geotechnical instability, insufficient coverage of the soil, excessive hold, erosion of coverage soil, slipping of residues, among others (Yung-Tse et al. 2014; Pawlowska 2014).

A problem of major environmental impact is the contamination of the aquifer by the leachate due to drilling or incorrect installation of the geomembrane. In many cases, the detection of the problem is during the operational phase of the landfill, essentially by means of monitoring wells planned and installed exactly for this purpose. However, the wells do not allow detecting the point of infiltration with accuracy (Lehr et al. 2001; Sara 2003; Twardowska et al. 2006; Bhandari et al. 2007; Hernandez-Soriano 2014; Berkowitz et al. 2014).

The application of indirect subsurface research methods, in complex situations of soil and groundwater contamination, can be a versatile and low-risk evaluation alternative, and allows for an adequate diagnosis for planning actions to contain the polluting sources and remediate the area.

Electrical geophysical methods are widely used in environmental and hydrogeological studies due to the sensitivity of the instrumental to measure changes in physical

parameters intrinsic to the geological environment. The natural contrast enables the detection of cavities, recognition of directions and workflow structures, estimation of hydraulic properties, and the presence of contaminants in soil and groundwater.

Electrical resistivity tomography, in particular, is widely used in the detection of contaminants in subsurface because it is a technique that produces a spatialized and in-depth result, which is very convenient for the identification and delimitation of contamination plumes.

From the process of leachate generation in landfills and its chemical composition, it is expected that the leachate's presence in soil and groundwater results in low resistivity values, essentially due to the high content of totally dissolved solids. Many studies prove the efficiency of the method in the identification of leachate in the subsurface (Valdelet et al. 2011; Belmonte et al. 2012; Genelle et al. 2012; Elijah and Oluwatosi 2015; Maurya et al. 2017; Dono and Cardarelli 2017).

This paper presents the results of the application of electrical resistivity tomography in a landfill-disabled cell of solid waste, as an attempt to determinate leakage points in the geomembrane, in addition to soil and groundwater contamination.

Study area

The municipality of Vila Nova do Sul is located in the central-south region of Rio Grande do Sul state (RS) (Fig. 1), bordering the municipalities of Caçapava do Sul, São Sepé and São Gabriel, approximately 280 km away from Porto Alegre, the state's capital. Vila Nova do Sul's population is around 4421 inhabitants and its economy consists in agriculture, mining, commerce, and services.

The municipal administration finances the collection of the municipal solid waste and is responsible for the transport of approximately 130 tons of waste per month. This landfill has an area of 44.650 m² and is located about 4 km north of the municipality's administration. It currently has two wastes cells: one exhausted and another in construction phase.

The exhausted cell has approximately 4 m of depth. The soil that is used to the daily covering of the waste came from the excavation of the cell during its opening. The base of the cell has been covered by a waterproofed geomembrane and has a leachate collection system that transports, by a gravitational pipeline, the leachate to a couple of tanks located downstream. The groundwater level on site is at 10 m of depth, with direction flow to southeast.

Chemical analysis in groundwater samples collected in the monitoring wells localized in downstream of the groundwater flow (Fig. 1) indicated high salinity, by the presence of chlorate (25.8 mg/L), total nitrogen (3.07 mg NL), high

Fig. 1 Location and constructive aspects of the study area



biochemical oxygen demand (BOD) (99.5 mg O₂/L), and acidity, with pH 5.04.

The climate of the region is of the type Cfa, characterized like rainy, with a cold winter and hot summer and with precipitations rates distributed throughout the year. The annual average rainfall values vary between 1300 and 1600 mm, in general, with slightly higher rates in the period from June to August. The average annual temperature varies between 16 and 19 °C, with minimum averages between 12 and 13 °C in July and maximum averages between 29 and 31 °C in December (Porcher and Lopes 2000).

It is a small landfill located in a region of high rainfall, mainly in June and August. The chemical analyses of the wells, carried out in the rainy season by the municipal authorities, present diluted salt contents when compared to the typical values of young landfills. The present study was carried out about four months after the chemical analysis, a time interval that hinders eventual correlations between values of electrical resistivity and total dissolved solids.

The region presents a predominance of shallow and undeveloped clay soil, with a horizon A seated either on an unexpressive horizon C or directly on rock. The region is inserted in the Planalto Sul-Rio-Grande geomorphological unit, sculpted on the lithological units that compose the Sul-Rio-Grande Shield. The Planalto Marginal Rebaixado

geomorphological unit is a dissected and lowered surface in relation to the high relief of residual plateaus, with altitudes ranging between 100 and 200 m.

The geological context defined the local occurrence of gneisses from the Cambaí Complex (Porcher 2000). The dioritic gneisses, which apparently are the dominant rocks west of Vila Nova do Sul, below the study area, are dark gray in color, with average granulation and often present a banding marked by fine quartz feldspar levels. They are predominantly comprised of plagioclase, biotite and/or hornblende and quartz. The Cambaí Gneisses are chemically characterized as of low alkaline calcium affinity; they are submitted to higher metamorphic degrees of amphibolite and green schist facies retrogressive.

Materials and methods

The geophysical survey consisted in 12 lines of electrical resistivity tomography with Schlumberger arrangement, 5 m spacing between electrodes and between lines, for electrical resistivity measurements at various depths of the layer of waste (Fig. 2). Each line was 95 meters long where 20

Fig. 2 Localization of electrical resistivity tomography lines



electrodes were arranged along with the current transmission cables.

Line 12 was held parallel to the road that gives access to the landfill, in the highest position of the area to obtain reference values and subsequent comparison with the other measures on the waste cell. Lines 8 and 10 were positioned in the external side of the waste cell. Line 9 was located parallel to the upper end and external to the cell, while line 11 was leased parallel to the lower and external end, with the objective of intercepting the groundwater flow from the waste cell. Lines 1 through 8 and line 10 were acquired in the opposite direction to groundwater flow, while lines 9 and 11 were arranged perpendicular to the underground flow.

The equipment used was the resistivity meter Terrameter LS, manufactured by ABEM Instrument (Sweden), which consists of single module for transmission and reception of signals from automated prior programming, with 250 W, resolution of 1 μV and maximum current of 2.5 A.

This equipment allows measurements of spontaneous potential (SP), electrical resistivity tomography (ERT) and induced polarization (IP) by means of periodic cycles of transmission and reception of signals, automatic calculation of the contact resistance and the standard deviation of the

set of measures (ABEM 2012). The geophysical equipment automatically records the field data in internal memory, in the form of formatted spreadsheet that can be accessed via USB interface.

The parameters used during the acquisition were 300 V with time of measurement of 0.1 s. The acquisition parameters allied to the electrode arrangement allowed 120 measurements per acquisition lines. The large amount of data and the arrangement allowed for a high-resolution detailing of the first layers, so the constructive aspect of the landfill could be noticed.

Although the acquisition line is 95 m, the arrangement uses a set of four electrodes, with measurements taken at the center of the array; thus, the acquisition of the tomography data is obtained from 7.5 m and encloses within 87.5 m, which results in a section with 81 m long, as presented further in the inversion models. More information about the electrode's arrangement and acquisition can be found in Milson and Eriksen (2011).

This investigation method by electrical resistivity tomography enables the identification of the natural contrast in the electrical properties between the subsurface geological materials and the presence of leachate. By this means, it is

possible to identify indications of contamination in soil and groundwater under the waste cell.

The field measurements were initially processed with the software Res2Dinv, where, from the smoothed inversion method, bi-dimensional resistivity models for the subsurface were generated (Geotomo Software 2013). The sections are presented in terms of distance and depth, with logarithmic graphic scale and intervals of interpolation of values in color.

The method of inversion by smoothing uses the mathematical method of least squares, where the software recognizes the terrestrial subsurface as rectangular blocks that have constant values for the investigated parameter (Loke and Baker 1996). This optimization aims to reduce the difference between the apparent resistivity values, calculated and measured in the field, by adjusting the resistivity of the block model, with the difference expressed by the RMS error (*Root Mean Squared*) (Loke and Baker 1996).

After 2D inversion, the data were gathered in single file, later used as a database for generating 3D models maps and depth models. This process was developed in the Oasis Montaj platform, where the 2D data obtained with Res2Dinv were interpolated and modeled using the minimum curvature method for enhancement of the extreme values, in models of three-dimensional blocks, where the ERT lines were positioned.

Geophysical 3D pseudo-models generated from 2D sections provide a very wide comprehension of the complexity of geological and hydrogeological structures, especially at short distance between the acquisition lines and data (Chambers et al. 2006; Aizebeokhai et al. 2011; Moreira et al. 2016; Vieira et al. 2016; Córtes et al. 2016).

Results and discussion

In addition to the physical–chemical characteristics of the products generated in this process, with emphasis in the main constituents of the leachate, the geophysical data analysis must consider some characteristics related to the degradation of organic matter in the landfills. That can guide the geophysical interpretation.

The formation and volume of the gas and liquid phases depends on the type of waste, rainfall, degree of infiltration in the landfill, and capacity to maintain humidity and compression levels of the waste, along with other factor such as age of landfill (Lema et al. 1988; Kulikowska and Klimiuk 2008).

Priority information on the construction aspects of the landfill, such as depth of geomembrane installation and the location of the disposal of the leachate collection system, also helped to determine the field methodology, such as

spacing between electrodes and acquisition parameters, in order to favor the shallower depths.

The generation of inversion models in terms of electrical resistivity from the data collection consists in sections of depth and distance with resistivity values varying between 12.5 and 285 Ω m. The most representative models were grouped in sets that enable comparisons with the reference section (line 12), performed at the access road to the area, upstream of the cell of waste (Fig. 3).

The reference line is characterized by homogeneity in high resistivity values (around 285 Ω m), from the surface to approximately – 10 m of depth. In this range, it occurs in dry soil and an accentuated drop in values, indicative of the beginning of the local aquifer, with minimum values of 47.7 Ω m, typical of free aquifers with clay matrix. The average resistivity of the aquifer is around 70 Ω m.

Sections 1, 2, 3, 4, 5, 6 and 7 were performed over the waste cell and show lower resistivity values than the natural minimum for the area. The spread of values between 47.7 Ω m (natural minimum) and 19.5 Ω m (sections minimum) defines the range of percolation of inorganic solutions, which in a geological environment, are responsible for the artificial reduction of electrical resistivity in soils and rocks. Consequently, the range of values above defines the presence of leachate from a leak in the geomembrane base of the waste cell.

Sections 10 and 8 were performed on the external side of the area, i.e., in the periphery of the waste cell. Section 10 presents a resistivity area of less than 47.7 Ω m between the 43 m and 55 m position on the surface and ends in groundwater level's depth (– 10 m) (Fig. 3).

Section 9, performed in the northeast external lateral of the waste cell, presents a resistivity values around 280 Ω m from the surface up to 8 m of depth. Below 8 m, there occur minimum resistivity values of 30.5 Ω m, lower than the natural values for the area.

Section 11 was performed in the southeast external lateral of the waste cell, perpendicular to other lines and downstream of the groundwater flow, between the waste cell and the leachate tanks. This section presents resistivity values around 30.5 Ω m between 40 and 60 m positions (Fig. 3).

The lateral interpolation of the 2D inversion data from the electric tomography allowed the elaboration of a 3D block. Then, it is possible to identify an extensive volume of low resistivity values in the direction of the groundwater flow (Fig. 4).

The electric resistivity layer for the geomembrane level presents a high extension of values below 47.7 Ω m, the limit between the natural resistivity of the aquifer, indicative of the presence of saline compounds (Fig. 4). In sequence, the 3D block was divided in layers to the depths of – 4 m the base of the waste cell where the geomembrane is positioned and – 10 m, the local aquifer level.

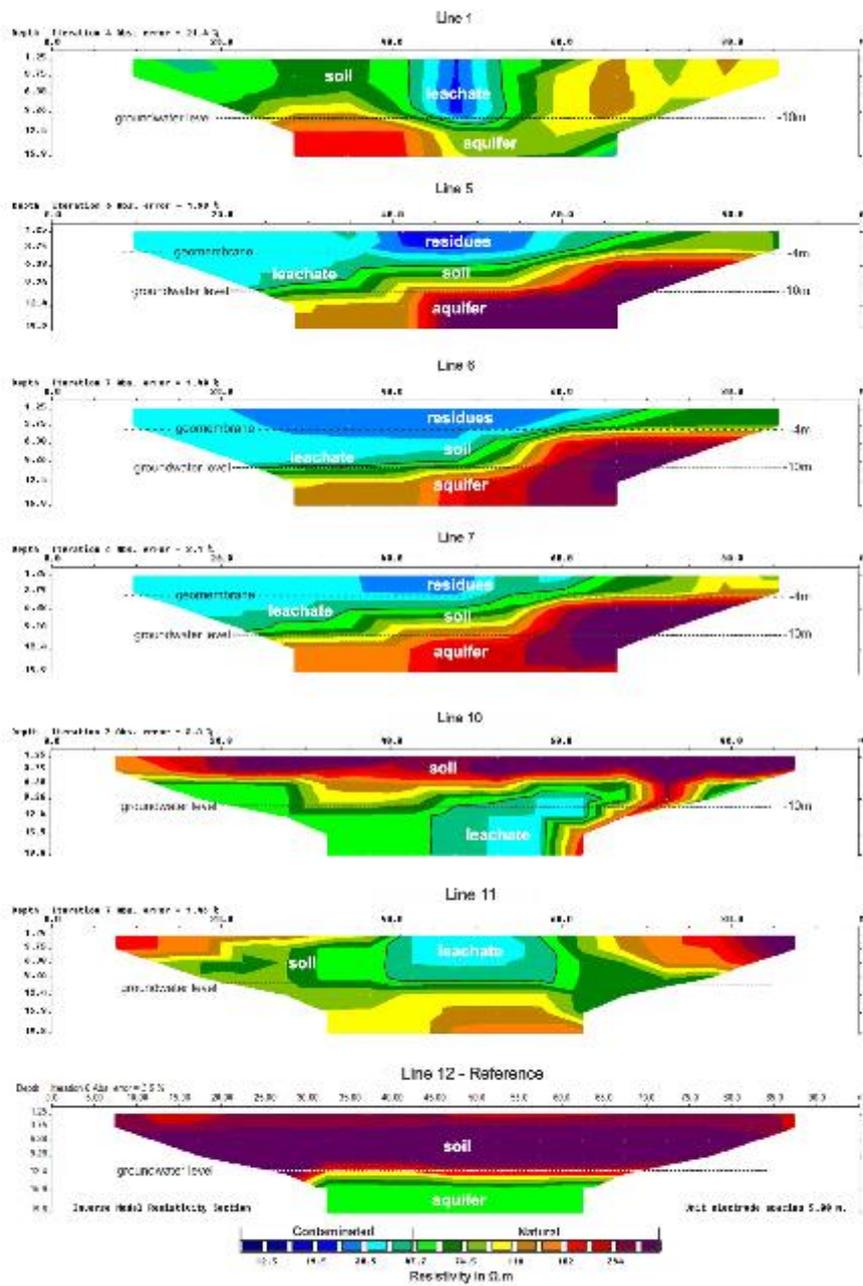


Fig. 3 Representative inversion models of the study area, with the positioning of the groundwater and the geomembrane, beyond the limits of percolation of leachate based on the minimum value of resistivity described in the reference section

Viewed from above, the analysis shows a concentration of low resistivity values in the central portion of the cell, possibly due to the area's constructive profile, which uses the gravitational flow to direct the leachate to a drainage point (the two tanks placed at surface) below the waste cell (Fig. 2).

In an attempt to estimate the leachate's percolation points in the geomembrane, resistivity isosurface models were performed for a very low value, based on the hypothesis of high concentration of salts in places of concentrated flow. In this sense, from the bottom view of the interface, it is possible to check three conical morphology areas with $7 \Omega \text{ m}$ resistivity, possibly related to the perforations in the geomembrane. The first area is positioned at the center of the cell and has the largest coverage of the three. The other two are smaller areas and are located in the northeastern side of the cell (Fig. 5).

The leachate percolation in the soil below the waste cell must result from the dispersion of the fluid and the dissolution of salts, with consequent increase in resistivity. The evolution of this process may result in the leachate's percolating vertically and reaching the aquifer.

This process can be noticed by the analysis of the model of the electrical resistivity at -10 m depth, the horizon corresponding to aquifer's level. The analysis of this model shows a pattern where three points with resistivity around $14 \Omega \text{ m}$ occur, very similar to the points defined in the interface of the geomembrane (Fig. 5).

In relation to the position of these areas in the interface of the geomembrane, the two smaller areas of resistivity occur approximately 5 m toward the southeast, one of them with resistivity exceeding $14 \Omega \text{ m}$ and the other with reduced dimensions. This small displacement between the levels and reduced expression of these areas at the aquifer's level is indicative of the small quantity of leachate and of its natural weakening, besides an almost vertical flow on dry soil.

In this interface, the area of greatest scope also enables the modeling of a conical isosurface of $14 \Omega \text{ m}$, with flowing tendency toward the aquifer, placed at about 25 m southeast of the source of leakage in the geomembrane. This large displacement can be attributed to an expressive vector of horizontal flow, directly related to the groundwater flow.

The downstream monitoring well is positioned directly to the vector of flow from the area of larger scope and low resistivity. The results reveal alterations in all parametrical characteristic of the leachate's presence in the aquifer, with emphasis to a substantial increase in content of totally dissolved solids and to an increase in acidity.

Conclusion

Landfills are final depositories for solid waste, planned and implemented with the objective of minimizing environmental impacts. The leachate is an effluent liquid essentially characterized by high content of inorganically dissolved elements. Possible leakage points, at the geomembrane, in the bottom of sanitary landfills, must provide bottlenecks zones, with reduction in the speed of the leachate's gravitational flow in the interface, between the waste and the soil. Differences of salinity between the waste layer and the soil below allow the definition of the leakage zone by its low resistivity signature, under the perspective of electrical resistivity tomography data, whenever this parameter can be sampled in detail, as in this research.

The results of electric resistivity inversion models revealed lower values than the natural pattern for the area of study, which is characterized by low resistivity values, including the layer of waste as well as the soil and aquifer immediately below it.

The unification of 2D data results in 3D viewing models, allowing a comprehensive and integrated analysis. From resistivity maps ranging between -4 and -10 m , where isosurfaces of 7 and $14 \Omega \text{ m}$ were, respectively, modeled, three leakage points of leachate in the geomembrane and two points leachate's percolation in the aquifer were indicated. The low resistivity zones were recognized in the central portion of several 2D sections, whose interpolation resulted in

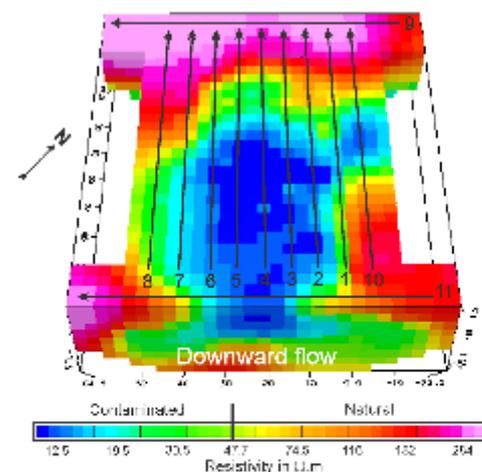


Fig. 4 3D block viewed from above, with direction following the groundwater flow and presenting the position of the electrical tomography lines

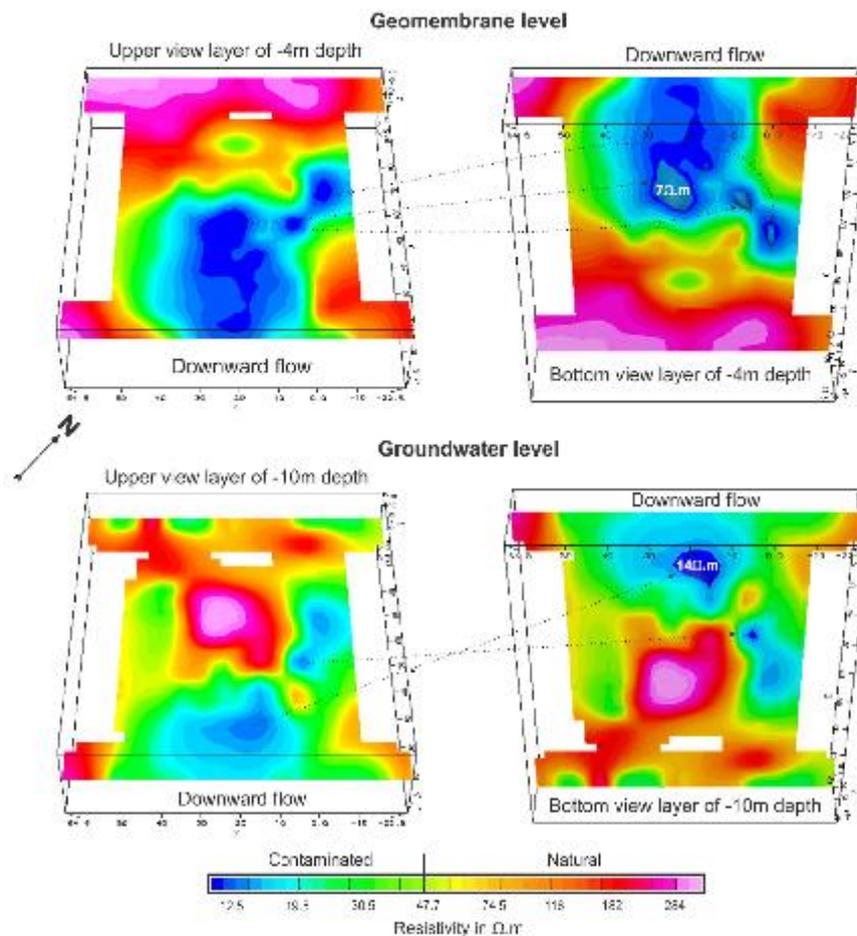


Fig. 5 Resistivity models for -4 and -10 m depths, with isosurface modeling of 7 and 14 $\Omega \cdot m$ and points from above and below

a 3D visualization model with high probability of correspondence with reality, although it is possible to generate processing artifacts and deformations at the boundaries of the model.

The methodological proposal for the interpolation of 2D sections for the generation of 3D visualization models is a routine used in the estimation of reserves in mineral exploration, from geochemical data obtained in drillings, whose 3D modeling is adopted in the economic viability of mining projects and justifies the investment of millions of dollars. In this sense, the integrated analysis of electrical resistivity

in 3D models indicates a probable source of contamination in the landfill.

This study demonstrates the applicability of the electrical resistivity tomography method for environmental monitoring of landfills, which, despite all the planning involved in its construction, may present failures particularly related to the containment of leachate. Such failures in leachate containment can be detectable by indirect research tools and non-invasive techniques, which can also help the development of precise and inexpensive system for punctual remediation in particularly complex conditions.

Procedures for traditional research, as the installation of monitoring wells on the landfill, presents the concentration of the contamination, but present severe limitations, in face of the possibility of new leakage points. Although the two investigations are important, ideally, whenever possible, the results must be presented as integration between the methods, so that the analytical data confirm the geophysical interpretations.

References

- ABEM (2012) Terrameter LS—Instruction Manual. ABEM Instrument AB, Sundbyberg, p 122
- ABRELPE (2014) Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. Abrelpe, São Paulo, p 120
- Aizebeokhai AP, Olayinka AI, Singh VS, Uhuegbu CC (2011) Effectiveness of 3D geoelectrical resistivity imaging using parallel 2D profiles. *Int J Phys Sci* 6:5623–5647
- Belmonte-Jiménez S, Jiménez-Castañeda ME, Pérez-Flores MA, Campos-Enríquez J, Reyes-López JA, Salazar-Peña L (2012) Characterization of a leachate contaminated site integrating geophysical and hydrogeological information. *Geofísica Int* 51(4):309–321
- Berkowitz B, Dror I, Yaron B (2014) Contaminant geochemistry—interactions and transport in the subsurface environment. Springer, Heidelberg, p 582
- Bhandari A, Surampalli RY, Champagne P, Ong SK, Tyagi RD, Lo IMC (2007) Remediation technologies for soils and groundwater. American Society of Civil Engineers, Reston, p 441
- Brasil (2007) Lei n. 11.445 de 2007—Política Nacional de Saneamento Básico. Governo Federal, Brasília
- Brasil (2010) Lei n. 12.305 de 2010—Política Nacional de Resíduos Sólidos. Governo Federal, Brasília
- Cempre (2013) Review. Cempre, São Paulo, p 24
- Chambers JE, Kuras O, Meldrum PT, Ogilvy RD, Hollands J (2006) Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site. *Geophysics* 71:231–239
- Christensen TH (2011) Solid waste technology & management. Wiley, Chichester, p 1022
- Côrtes ARP, Moreira CA, Veloso DIK, Vieira LB, Bergonzoni FA (2016) 528 Geoelectrical prospecting for a copper-sulfide mineralization in the Camaquã 529 sedimentary basin, Southern Brazil. *Geofísica Int* 55(3):107–117
- Deublein D., Steinhäuser A. (2011) Biogas from waste and renewable resources: an introduction. Wiley, Berlin, 2 ed., 572 p
- Dono G De, Cardarelli E (2017) Tomography inversion of time-domain resistivity and chargeability data for the investigation of landfills using a priori information. *Waste Manag* 59:302–315
- Elijah A, Oluwatoshin LB (2015) Integrated geophysical and physico-chemical assessment of Olushosu sanitary landfill site, southwest Nigeria. *Arab J Geosci* 8:4101–4115
- Genelle F, Sirieix C, Riss J, Naudet V (2012) Monitoring landfill cover by electrical resistivity tomography on an experimental site. *Eng Geol* 145–146:18–29
- Hernández-Soriano MC (2014) Environmental risk assessment of soil contamination. InTech, New York, p 905p
- Jacobi PR, Besen GR (2011) Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados* 25(71):135–158
- Kulikowska D, Klimiuk E (2008) The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Biores Technol* 99:5981–5985
- Lehr J, Hyman M, Gass TS, Servers WJ (2001) Handbook of complex environmental remediation problems. McGraw-Hill Handbooks, New York, p 606
- Lema J, Mendez R, Blázquez R (1988) Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water Air Soil Pollut* 40:223–250
- Loke MH, Baker RD (1996) Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by quasi-Newton method. *Geophys Prosp* 44:131–152
- Maurya PK, Ronde VK, Fiandaca G, Balbarini N, Auken E, Bjerg PL, Christiansen AV (2017) Detailed landfill leachate plume mapping 2D and 3D electrical resistivity tomography—with correlation to ionic strength measured in screens. *J Appl Geophys* 138:1–8
- Milson JJ, Eriksen A (2011) Field Geophysics. Wiley, Chichester, p 297
- Moreira CA, Lapola MM, Carrara A (2016) Comparative analyzes among electrical resistivity tomography arrays in the characterization of flow structure in free aquifer. *Geofísica Int* 55(2):119–129
- Pawlowska M (2014) Mitigation of landfill gas emissions. CRC Press, Croydon, p 118
- Porcher CA., Lopes RC. (2000) Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil. Folha Cachoeira, Folha SH.22-Y-A. Estado do Rio Grande do Sul. Escala 1:250.000. Brasília, CPRM. 117 p
- Reddy PJ (2011) Municipal solid waste management: processing, energy recovery, global examples. CRC Press, Boca Raton, p 470
- Sara M. (2003) Site assessment and remediation handbook. 2^{ed.}, Lewis Publishers, Florida, 1161 p
- SNIS—Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2013) Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Ministério das Cidades, Brasília, p 432
- Software Geotomo (2013) Rapid 2-D Resistivity & IP inversion using the least-squares method—instructions manual. Geotomo, Gelugor, p 173
- Twardowska I, Allen HE, Häggblom MH, Stefaniak S (2006) Soil and water pollution: monitoring, protection and remediation, Nato Science Series. Springer, Krakow, p 662
- Valdalet P, Schmutz M, Pessel M, Franceschi M, Guérin R, Atteia O, Blondel A, Nogués C, Galaup S, Rejiba F, Béguassat P (2011) Mapping of contaminant plumes with geoelectrical methods: a case study in urban context. *J Appl Geophys* 75:738–751
- Vieira LB, Moreira CA, Côrtes ARP, Luvizotto GL (2016) Geophysical modeling of the manganese deposit for Induced Polarization method in Itapira (Brazil). *Geofísica Int* 55(2):107–117
- Yung-Tse H, Wang LK, Shammaux NK (2014) Handbook of environment and waste management: land and groundwater pollution control, vol 2. World Scientific, Toh Tuck Link, p 1114