



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

JULIANA ALBERTON FRIAS

**ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO  
INDICADORES NA AVALIAÇÃO DE PLUMAS DE LIXIVIADO  
EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**

---

Londrina  
2015

JULIANA ALBERTON FRIAS

**ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO  
INDICADORES NA AVALIAÇÃO DE PLUMAS DE LIXIVIADO  
EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Hemerson Donizete  
Pinheiro

Londrina  
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Frias, Juliana Alberton .

Alcalinidade e condutividade elétrica como indicadores na avaliação de plumas de lixiviado em águas subterrâneas / Juliana Alberton Frias. - Londrina, 2015.  
84 f. : il.

Orientador: Hemerson Donizete Pinheiro.

Dissertação (Mestrado em Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, 2015.

Inclui bibliografia.

1. Condutividade elétrica - Teses. 2. Lixiviação alcalina - Teses. 3. Aterro sanitário - Teses. I. Pinheiro, Hemerson Donizete . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. III. Título.

JULIANA ALBERTON FRIAS

**ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO  
INDICADORES NA AVALIAÇÃO DE PLUMAS DE LIXIVIADO EM  
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Prof. Dr. Hemerson Donizete  
Pinheiro  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Deize Dias Lopes  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr. Júlio Cesar de Souza Inácio  
Gonçalves  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro -  
UFTM

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Raquel Souza Teixeira  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 9 de Dezembro de 2015.

Dedico este trabalho a minha família,  
fonte única e inestimável de amor.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, pelo dom da vida e por me manter sempre alimentada de fé e boas energias.

A minha família (meu marido e meus pais), que se mantiveram firmes, sempre me motivando a seguir em frente e fortalecendo nossos laços vitais de amor.

Ao meu orientador Professor Hemerson.

A professora Deize, que soube conduzir, da melhor forma possível, todas as crises, os resultados e dificuldades que enfrentei durante a caminhada do mestrado. Mas, acima de tudo pela confiança, pela amizade, e por compartilhar das minhas loucuras, incertezas e medos. Prof sem palavras para agradecer.

As minhas colegas do laboratório, que mesmo fugindo de mim, apreciavam as minhas conversas sinceras.

A professora Raquel, pelas discussões e ajudas com a pesquisa realizada.

A minha amiga Camila, que me contagiava de risos, choros, mas acima de tudo, de conhecimento e dedicação.

Meus amigos Isabella e Amir que foram muito mais que um “ombro amigo” e me acolheram sempre

E a todos que de alguma forma participaram e contribuíram na conclusão deste trabalho.

Meu muito obrigada a todos.

Renda-se, como eu me rendi.  
Mergulhe no que você não conhece  
como eu mergulhei. Não se preocupe  
em entender, viver ultrapassa qualquer  
entendimento  
(Clarice Lispector)

FRIAS, Juliana Alberton. **Alcalinidade E Condutividade Elétrica Como Indicadores Na Avaliação De Plumas De Lixiviado Em Águas Subterrâneas**, 2015. 84f. Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

## RESUMO

O aterro do Limoeiro em Londrina/PR foi usado como área de disposição de resíduos sólidos de meados da década de 70 até 2012. A área usada não foi preparada de acordo com as normas técnicas recomendadas para aterros sanitários. Somente em 2001 foram realizadas adequações na área para o recebimento dos resíduos, quando este passou a ser considerado aterro controlado. Em 2012 as atividades na área do aterro foram encerradas, no entanto o passivo ambiental permanece. Estudos já realizados na área adjacente a massa de resíduos aterrados constaram a existência de uma pluma de contaminação se deslocando para jusante. O presente estudo teve como objetivo verificar a aplicabilidade da correlação entre os parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica em água subterrânea como indicador de áreas contaminadas por lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos além de utilizar parâmetros físico-químicos para comparar os resultados obtidos nesta pesquisa, com o estudo de geofísica, realizado em 2003, para análise do deslocamento da pluma de contaminantes, previamente identificada. Para isso, foram utilizados dados de 12 campanhas de amostragens de água subterrânea, em oito poços de monitoramento presentes na área adjacente ao aterro do Limoeiro. Foi também coletada amostra de um poço branco, localizado a montante da área de estudo, cujos valores foram utilizados como padrão para o tipo de aquífero estudado. Os resultados confirmaram a presença de uma pluma de contaminação, já evidenciada em 2003, e seu deslocamento em termos de concentração do PM-02 para o PM-10 e PM-12. Os resultados demonstraram que valores obtidos, durante as campanhas, para alcalinidade e condutividade elétrica encontram-se muito acima do esperado para o tipo de aquífero local, corroborando a existência de uma pluma de contaminantes e promulgando a utilização de tal método como eficaz na detecção de contaminações em águas subterrâneas por lixiviado.

**Palavras-Chave:** Alcalinidade. Condutividade elétrica. Indicador. Contaminação. Lixiviado.

FRIAS, Juliana Alberton. **Alkalinity and Electrical Conductivity How indicators In Plumas Valuation Of Leachate In Groundwater**. 2015. 84p. Thesis submitted to Course of Postgraduate in Engineering of Buildings and Sanitation – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

### **ABSTRACT**

The landfill Limoeiro in Londrina / PR, was used as a disposal site for waste from the mid -70s by 2012. The area used has not been prepared in accordance with the technical standards recommended for landfills. Only in 2001 were carried out adjustments in the area for the reception of waste when it was regarded as controlled landfill. In 2012 the activities in the landfill area were closed, however the environmental liability remains. Previous studies in the area adjacent the mass of waste consisted grounded the existence of a contamination plume moving downstream. This study aimed to verify the applicability of the correlation between the parameters alkalinity and electrical conductivity in groundwater as an indicator of areas contaminated by leachate from municipal solid waste landfills in addition to using physical and chemical parameters and compare the results obtained in this study, with the geophysical study carried out in 2003 to offset the analysis of the contaminant plume, previously identified. For it, 12 campaigns groundwater sampling date Were used for eight monitoring wells located in the area adjacent the Limoeiro's landfill. Also sample was collected from a White Well, located the study area amount, whose values were used as a Standard for type of aquifer studied. The results confirmed the presence of the plume of contamination, as evidenced in 2003, and his shift in terms of concentration of W-02 to W-10 and W-12 and confirmed that the values obtained during the campaigns for alkalinity and electrical conductivity are much higher than expected the kind of local aquifer, confirming the existence of a plume of contaminants and promulgating the use of such a method as effective in detecting contamination in groundwater by leachate.

**Keywords:** Alkalinity. Electrical conductivity. Indicator. Contamination. Leachate.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1 -</b>	Destino Final dos resíduos sólidos em municípios brasileiros .....	18
<b>Figura 2 -</b>	Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Estado do Paraná.....	19
<b>Figura 3 -</b>	Adaptação do Modelo de Rees (1980), fases do aterro .....	22
<b>Figura 4 -</b>	Zonas redox formadas em aquífero impactado por lixiviado .....	30
<b>Figura 5 -</b>	Estimativa da composição volumétrica de um solo.....	37
<b>Figura 6 -</b>	Formação de dupla camada elétrica e difusa, junto a uma partícula de argila.....	40
<b>Figura 7 -</b>	Planta Topográfica .....	47
<b>Figura 8 -</b>	Localização do Município de Londrina .....	49
<b>Figura 9 -</b>	Mapa de resistividade aparente, nível 2, do aterro de resíduos sólidos de Londrina – PR .....	51
<b>Figura 10 -</b>	Localização dos poços de monitoramento instalados no Aterro do Limoeiro e entorno .....	52
<b>Figura 11 -</b>	Caracterização do ano hidrológico para área na qual se inclui o aterro do Limoeiro com base de dados de 2004-2014 .....	54
<b>Figura 12 -</b>	Influência do bombeamento na migração das plumas. ....	54
<b>Figura 13 -</b>	Frascos contendo as amostras de água dos poços de monitoramento .....	55
<b>Figura 14 -</b>	Correlação entre condutividade elétrica e alcalinidade total da água subterrânea na área de estudo .....	60
<b>Figura 15 -</b>	Variação da condutividade elétrica em função da Alcalinidade nos poços PM-02 (A), PM-03 (B), PM-04 (C) e PM-05 (D) .....	62
<b>Figura 16 -</b>	Variação da condutividade elétrica em função da Alcalinidade nos poços PM-08 (E), PM-10 (F), PM-11 (G) e PM-12 (H) .....	63
<b>Figura 17 -</b>	Análise das médias anuais dos parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica nos poços PM-02. PM-03, PM-10 e PM-12 .....	64
<b>Figura 18 -</b>	Análise das médias anuais dos parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica nos poços PM-04. PM-05, PM-08 e PM-11 .....	66

<b>Figura 19</b> - Bloco Diagrama da superfície potenciométrica da água subterrânea na área do depósito de RSU de Londrina .....	67
<b>Figura 20</b> - Precipitação pluviométrica acumulada nos 20 dias antecedentes à coleta .....	69

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Período estimado de duração de cada fase de decomposição dos resíduos em aterros e seus principais processos bioquímicos .....	24
<b>Tabela 2</b> - Composição do lixiviado de aterro de RSU em fase ácida, metanogênica e de maturação (mg/L).....	27
<b>Tabela 3</b> – Síntese dos processos geoquímicos que afetam o comportamento de macrocomponentes em plumas de lixiviado .....	32
<b>Tabela 4</b> - Principais mecanismos de transporte de plumas de contaminantes.....	35
<b>Tabela 5</b> – Composição da solução de solos ácidos, básicos e latossolos .....	38
<b>Tabela 6</b> - Métodos geoeletricos e os parâmetros físicos de respostas correspondentes .....	42
<b>Tabela 7</b> - Características físico-químicas de lixiviados de diferentes aterros.....	45
<b>Tabela 8</b> - Localização espacial e dados dos poços de monitoramento no aterro do Limoeiro .....	53
<b>Tabela 9</b> – Métodos de avaliação dos parâmetros das amostras de água subterrânea .....	56
<b>Tabela 10</b> – Características da amostra de água do Poço Branco - Branco amostral .....	59
<b>Tabela 11</b> - Resultados das análises físico-químicas para águas subterrâneas .....	71

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>15</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	15
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>16</b>
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS .....	16
3.2	A DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL .....	17
3.3	LIXIVIADO .....	19
3.3.1	Fases do Aterro.....	21
3.3.2	Composição do Lixiviado .....	24
3.4	CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICA DE ÁREAS IMPACTADAS POR LIXIVIADO.....	28
3.4.1	Diluição, Advecção e Dispersão Hidrodinâmica, Como Processos Físicos. ....	32
3.4.2	Sorção e volatilização, Como Processos Físico-Químicos .....	33
3.4.3	Precipitação, Complexação e Dissolução Como Processos Químicos .....	34
3.4.4	Processos Biológicos .....	36
3.5	INTERAÇÃO DO LIXIVIADO COM O SOLO .....	36
3.5.1	Cargas Elétricas Do Solo .....	38
3.5.2	Dupla Camada Difusa: Solos Argilosos.....	39
3.5.3	Solo Laterítico, Região de Londrina - PR .....	40
3.6	ESTUDOS DE GEOFÍSICA NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS.....	41
3.7	UTILIZAÇÃO DOS PARÂMETROS ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO INDICADORES DE ÁREAS CONTAMINADAS.....	43
<b>4</b>	<b>PESQUISAS RELACIONADAS À ÁREA DO ATERRO DO LIMOEIRO-LONDRINA/PR .....</b>	<b>46</b>

<b>5</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	49
5.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA .....	49
5.2	MONITORAMENTO DA ÁREA.....	52
5.2.1	Coleta Das Amostras .....	52
5.2.2	Análises Físico-Químicas Realizadas .....	56
5.3	AVALIAÇÃO DA PLUMA DE LIXIVIADO .....	56
5.3.1	Método de Correlação entre Condutividade e Alcalinidade.....	57
5.3.2	Valores de Referência para Condutividade Elétrica e Alcalinidade.....	58
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	59
6.1	RESULTADOS DAS CORRELAÇÕES ENTRE ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	59
6.2	RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS PARA ÁGUA SUBTERRÂNEA .....	70
<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	75
	<b>REFERENCIAS</b> .....	76

## 1 INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional, associado ao estilo de vida da sociedade contemporânea tem implicado em acentuada produção de bens para consumo e, conseqüentemente, em um intenso desequilíbrio ambiental, seja pela quantidade de resíduos gerados ou pela utilização exacerbada de recursos naturais.

Procedentes tanto das residências como das atividades públicas e dos processos industriais, os resíduos sólidos têm provocado diversos impactos, principalmente ao meio ambiente, devido ao gerenciamento e disposição final inadequada.

A ausência de infraestrutura apropriada para o tratamento e disposição final de substâncias com potencial poluidor e dos resíduos descartados, de modo geral, pode resultar na contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais além de contribuir para a poluição do ar (PAGLIUSO; REGATTIERI, 2008).

No passado, áreas destinadas à disposição de resíduos, localizavam-se fora do perímetro urbano, e tinham como premissa afastar o “lixo” da área urbana. Com isto, locais que ficavam afastados da cidade começaram a receber todo tipo de resíduo sólido e tornaram-se grandes lixões, caracterizados pela simples descarga destes resíduos sobre o solo, sem qualquer medida de precaução, seja ela relacionada ao meio ambiente ou à saúde pública (IPT, 2000). Atualmente, devido à expansão das cidades, essas áreas encontram-se muito próximas aos grandes centros urbanos, inclusive sob algumas áreas habitadas.

Um dos maiores problemas, relacionados às áreas utilizadas como lixão, consiste no fato de muitas vezes não haver conhecimento de quais resíduos, e, portanto possíveis contaminantes foram aterrados nestas áreas, nem mesmo sua origem e os riscos que oferecem, principalmente devido aos subprodutos liberados. Ao serem dispostos no solo, os resíduos, devido a processos físicos, químicos e biológicos sofrem decomposição, gerando uma fração gasosa (composta principalmente por  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ) e uma fração líquida, conhecida como lixiviado.

O lixiviado, se não for gerenciado adequadamente pode resultar em contaminações do solo e das águas subterrâneas, que podem ainda se estenderem por longas áreas, gerando uma pluma de contaminação.

Muitos progressos foram observados com relação este quesito no século XXI, porém, ainda não há uma solução simples e eficaz capaz de resolver permanentemente os passivos ambientais causados pela presença de plumas de contaminação de lixiviado.

No município de Londrina-PR, em meados da década de 70, foi criado o lixão do Limoeiro. Este lixão se manteve ativo até o ano de 2012 e, de acordo com alguns estudos realizados, foi constatada a contaminação do solo e da água subterrânea pela presença de lixiviado na área a jusante da massa de resíduos aterrada.

Em 02 de agosto de 2010 foi aprovada pela federação, a Lei nº 12.305, que estabelece princípios, diretrizes e objetivos para a disposição e gerenciamento dos resíduos sólidos. Dentre as metas estabelecidas, estava o encerramento de todos os lixões do Brasil até o dia 2 de agosto de 2014, período de quatro anos após homologação da lei.

O encerramento de um lixão é algo que envolve diferentes estudos e requer um diagnóstico muito complexo, sobre os compostos aterrados, subprodutos gerados e eliminação das possibilidades de contaminações futuras. É desconhecida uma metodologia específica a este fim. Neste ano, em virtude deste agravante, e de apenas uma minoria dos Municípios terem se adequados às exigências da Lei nº 12.305, o encerramento dos lixões no Brasil foi prorrogado para 2018.

Tendo em vista as características de altas concentrações de alcalinidade e condutividade elétrica no lixiviado em lixiviados de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU (FERNANDES et al. 2006; MARINGONDA, 2008) e considerando que as águas da região de Londrina apresentam baixos valores de alcalinidade, uma vez que a mesma varia com as características da água da chuva e da litologia local, cuja principal rocha na região é a vulcânica básica (TEIXEIRA et al., 2008), este trabalho tem por objetivo realizar uma avaliação comparativa com base na técnica de geofísica aplicada à área em 2003, e resultados de análise de condutividade elétrica e alcalinidade das águas subterrâneas da área a jusante do aterro, obtidos de 2004 até o presente momento (2004, 2008, 2014, 2015) com a perspectiva de propor um método indicador de contaminações por lixiviado, e ainda, analisar as alterações do cenário atual, levando em consideração as características locais e as inter-relações existentes entre o lixiviado e o meio.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

- Verificar a aplicabilidade do uso dos parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica como indicadores na detecção de contaminação de água subterrânea por lixiviado em áreas de aterros de resíduos sólidos urbanos.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Relacionar resultados obtidos pela aplicação de geofísica de superfície realizada em 2003, com dados de parâmetros físico-químicos de amostras de água subterrânea, antigos e atuais da área, com finalidade de verificar o caminhamento da pluma de contaminação.
- Avaliar o deslocamento da pluma de contaminação do aterro do Limoeiro, Londrina – PR, por meio da correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica da água subterrânea da área.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), na NBR intitulada Resíduos sólidos – Classificação (NBR 10.004/2004), resíduos sólidos são:

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

Como observa Braga et al. (2002), em uma área urbana os resíduos sólidos vão desde aquilo que consideramos vulgarmente como “lixo”, restos de alimentos, mistura de resíduos produzidos nas residências, comércios, e nas atividades públicas, até resíduos especiais provenientes de processos industriais e de atividades da saúde.

Segundo o Instituto de Pesquisa Tecnológica (IPT, 2000) os resíduos podem ser classificados de várias formas; sendo elas:

- Por sua natureza física: seco e molhado;
- Por sua composição química: matéria orgânica e inorgânica;
- Pelos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, conforme preconizada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) em sua Norma Brasileira Regulamentadora 10.004/2004.

De acordo com a ABNT NBR-10.004/2004 os resíduos podem ser classificados em:

a) Resíduos Classe I – São chamados Perigosos por apresentarem risco à saúde pública e/ou ao meio ambiente, caracterizando-se por possuir uma ou mais propriedades: inflamabilidade, reatividade, toxicidade, patogenicidade ou corrosividade;

b) Resíduos Classe II – Não Perigosos;

b1) Resíduos Classe II A – Não Inertes. Apresentam propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água, porém não apresentam características de resíduos perigosos;

b2) Resíduos Classe II B – São chamados de Inertes, pois quando amostrados de uma forma representativa, submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não tiveram nenhum de seus constituintes solubilizados.

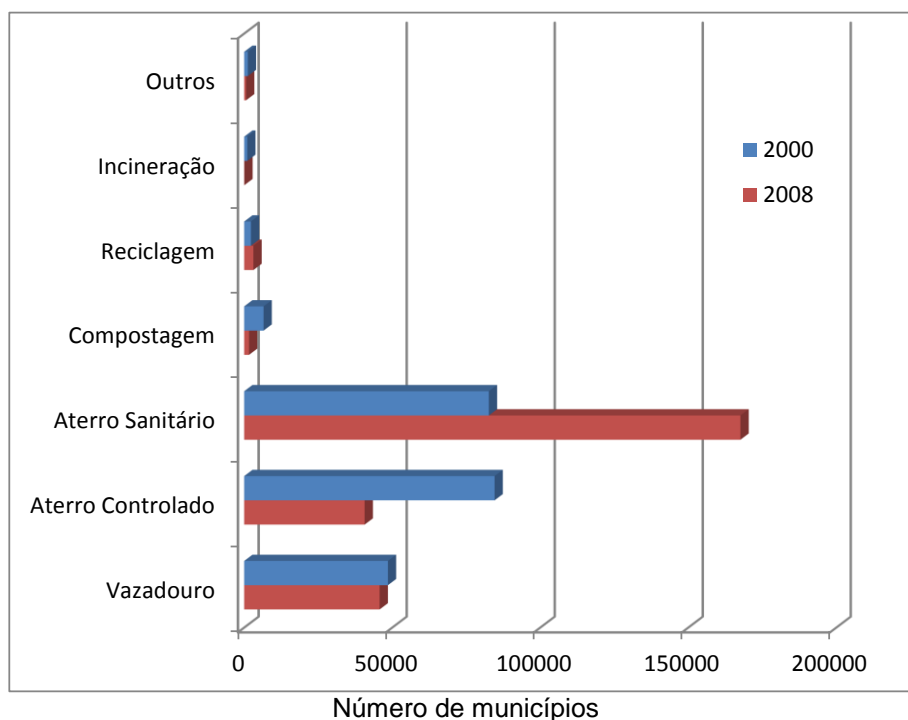
Quanto à disposição dos resíduos descritos anteriormente, esta tem acontecido de forma irregular pela maior parte das cidades brasileiras. No passado, a premissa era afastar os resíduos das áreas urbanas, pouca preocupação era observada com relação às medidas de segurança ambientais no que diz respeito à periculosidade dos resíduos (ALBREPE, 2012).

Atualmente, conforme apresentado na sequência, a disposição incorreta dos resíduos ainda prevalece, tanto pela escolha errada da área, como pela falta de preparação do local e até mesmo pela má operação do aterro. Esses fatores são devidos ao alto custo envolvido bem como ao descaso político e técnico.

### 3.2 A DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

No Brasil, constitucionalmente, é de competência do poder público local o gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos em suas cidades. Conforme apresentado pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2002), no ano 2000 eram coletadas e destinadas diariamente no Brasil 228.413 toneladas de resíduos, deste total, apenas 36% era destinado a aterros sanitários. Em 2008, um novo estudo contabilizou que a geração de resíduos chegou a 259.547 ton/dia, entretanto a destinação para aterro sanitário foi de aproximadamente 65%, quase o dobro da quantidade que era destinada no ano 2000 (IBGE, 2008).

Os dados expostos anteriormente estão resumidos no gráfico apresentado na Figura 1. Comparando os resultados das pesquisas de 2000 e 2008, nota-se uma discreta melhora em relação à disposição final, porém a quantidade total de resíduos gerados e destinados ainda está longe de atingir aspectos socioambientais adequados, quando se consideram políticas sustentáveis.

**Figura 1 - Destino Final dos resíduos sólidos em municípios brasileiros**

**Fonte:** Adaptado de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2002, 2008

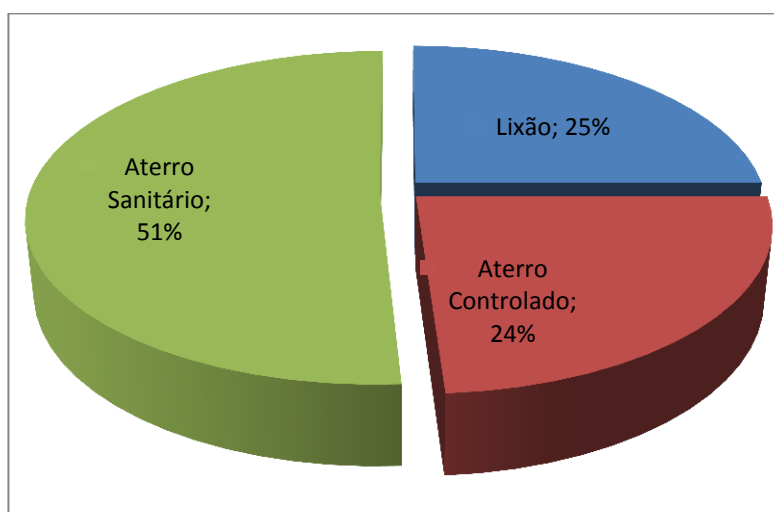
A Agenda 21, principal documento da Conferência das Nações Unidas sobre o meio ambiente e desenvolvimento (ECO-RIO 92), realizada no ano de 1992, na cidade do Rio de Janeiro, em suas diretrizes indica como estratégia para o gerenciamento adequado de Resíduos Sólidos Urbanos: reduzir a geração de resíduos, aumentar a reutilização e reciclagem de maneira correta; promover sistema de tratamento e disposição de resíduos compatíveis com a preservação ambiental; e ampliar a extensão do serviço de coleta e destino final desses resíduos.

Corroborando a Agenda 21, no ano de 2010, foi promulgada a Lei 12.305, sancionada em 02 de agosto de 2010. Esta lei estabelece os princípios, as diretrizes e os objetivos para a disposição e tratamento dos resíduos sólidos no Brasil. Nela ficou determinado o encerramento das atividades de todos os lixões no país até o ano de 2014, fato este que não ocorreu, e em 2015 foi prorrogada para 2018. Entretanto, a mudança neste cenário, não está próxima de chegar ao fim, uma vez que o Brasil conta com 2.906 lixões em atividade. Além disso, hoje são reciclados apenas 1,4% das 189 mil toneladas de resíduos sólidos produzidas por dia. Outro valor que deve ser levado em consideração é que apenas 27% das cidades

brasileiras têm aterros sanitários e somente 14% dos municípios brasileiros fazem coleta seletiva de seus resíduos sólidos (CAMPOS, 2014).

No Paraná, de acordo com relatório de auditoria operacional de licenciamento e fiscalização das áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos, realizado pelo Tribunal de Contas do Estado (TCE, 2012), dos 399 municípios 25% ainda destinam seus resíduos para lixões a céu aberto, 24% em aterros controlados e 51% em aterros sanitários (Figura 2).

**Figura 2** - Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Estado do Paraná



**Fonte:** Tribunal de Contas do Estado (TCE), 2012

De modo geral, resíduos sólidos dispostos inadequadamente, sem passar por nenhum tipo de tratamento tornam-se uma ameaça à saúde pública, por possuírem diversas características poluidoras do meio, principalmente por possuírem substâncias de alto teor energético e oferecer, simultaneamente, disponibilidade de água, alimento e abrigo tornando-se assim um local preferível para inúmeras espécies de organismos vivos, possibilitando a disseminação de doenças, além da contaminação do solo e das águas subterrâneas pelo lixiviado, a poluição atmosférica pelo gás metano, gerado na decomposição da matéria orgânica presente no lixo, entre outros (LIMA, 1995; PAGLIUSO; REGATTIERI, 2008).

### 3.3 LIXIVIADO

O lixiviado é o líquido resultante da decomposição dos resíduos sólidos e da mistura entre a água que infiltra sobre a massa de resíduos aterrados e percola através deste.

O lixiviado pode ser ainda definido como “a fase líquida da massa aterrada, que percola através desta removendo materiais dissolvidos ou em suspensão” (SEGATO e SILVA, 2000). Associado a precipitação pluviométrica e a umidade decorrente da decomposição dos resíduos, o lixiviado normalmente apresenta coloração escura, forte odor, diversos poluentes além de elevada demanda química de oxigênio (DQO).

O lixiviado é resultante da combinação de processos físico-químicos, químicos e biológicos que atuam no interior do aterro para a degradação dos resíduos. Os processos biológicos são dominantes e muitas vezes regulam os demais processos; os processos químicos compreendem sorção e difusão e mudanças estruturais relacionadas ao contato entre água e resíduo e seu próprio arraste; por fim, a decomposição química ocorre em decorrência de alterações resultantes de mudança de pH, e de reações como: oxidação, redução, dissolução, precipitação, complexação entre outras (BAEDECKER e BACK, 1979 apud MCBEAN et al., 1995, apud SOUTO, 2009).

Conforme Christensen et al. (2001) o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução à base de água e matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (XOCs).

De acordo com Segato e Silva (2000) a “umidade tem grande influência na formação do lixiviado já que um alto teor de umidade favorece a decomposição anaeróbia”. Além deste fator, o regime e a intensidade das chuvas podem aumentar a quantidade do lixiviado, podendo este variar ainda conforme a topografia e a geologia, operação do aterro, entre outros.

Por se tratar de uma substância com alta carga de poluentes orgânicos e inorgânicos o lixiviado pode contaminar principalmente o solo e as águas superficiais e subterrâneas, modificando suas características físicas, químicas e biológicas e ainda contaminar os seres vivos que com ele tiverem contato (LEITE; BERNARDES; OLIVEIRA, 2004).

Segundo Beltrão (2006), as características físico-químicas do lixiviado estão relacionadas à idade do aterro que influencia no teor de metais, características físico-químicas e presença de microrganismos. Sabe-se que o lixiviado de aterros

mais antigos, em geral, apresentam características de resíduos em fase metanogênica de decomposição, por isso, são de difícil biodegradação e elevada recalcitrância (BELTRÃO, 2006).

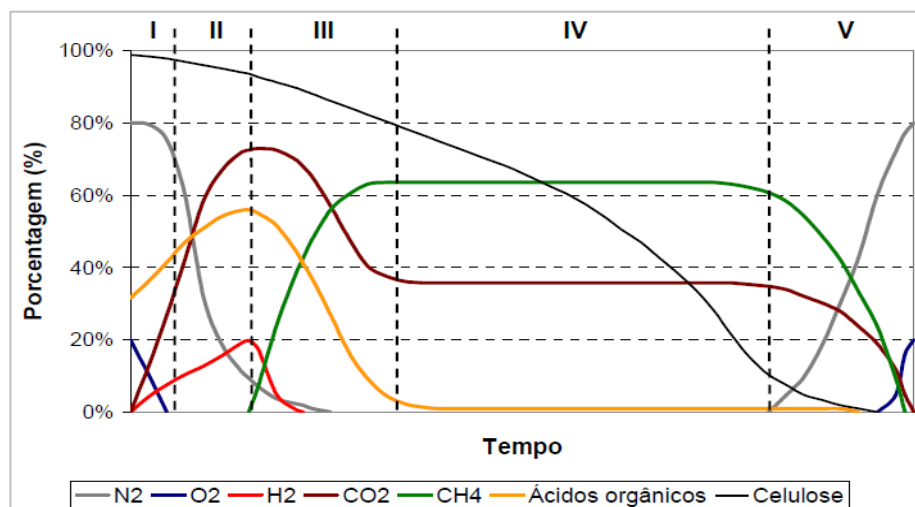
Contudo, as características do lixiviado podem variar conforme o clima, o relevo, os tipos de resíduos depositados, a forma de operação e o tempo de maturação dos aterros, podendo ser influenciado também por particularidades hidrogeológicas e hidrogeoquímicas (ALVES, 2012). O tempo de maturação, descrito como fases do aterro, influencia diretamente a qualidade e a quantidade de lixiviado gerado (LOPES e CONDE, 2008; SOUTO, 2009; ALVES, 2012).

### **3.3.1 Fases do Aterro**

As fases do aterro são aquelas associadas ao estágio de decomposição dos resíduos sólidos, ou seja, dos resultados da decomposição, tendo como subprodutos a formação de gases e lixiviado.

Existem algumas diferenciações citadas por autores na compreensão das fases do aterro ao longo do tempo e, por conseguinte, das variações bioquímicas do lixiviado em cada uma dessas fases. Consensualmente, são aceitas, pelo menos, quatro fases de decomposição, (1) fase inicial aeróbia, (2) fase ácida anaeróbia, (3) fase inicial metanogênica, e (4) estabilização da fase metanogênica (CHRISTENSEN e KJELDSEN, 1995 apud KJELDSEN et al 2002). Há também a proposição de uma quinta fase aeróbia ou húmica de decomposição (CHRISTENSEN e KJELDSEN, 1995, BOZKURT et al., 2000 apud KJELDSEN et al 2002;). Uma vez que os resíduos estão estabilizados, a taxa de difusão de oxigênio para o aterro pode exceder a taxa microbiana de depleção de oxigênio. Assim, ao longo do tempo o aterro pode voltar a ter características aeróbias.

Rees (1980) no Reino Unido, associou esta fase aeróbia final ao período em que a matéria orgânica se esgota no interior do aterro e com isso a produção de biogás decresce, fazendo com que o aterro aos poucos recupere o oxigênio, formando uma composição de gases similar ao atmosférico. Posteriormente esta fase recebeu o nome de maturação final. Na Figura 3 são apresentadas as fases do aterro, conforme descrito por Rees (1980), em que a celulose corresponde principalmente à fração de matéria orgânica a ser degradada.

**Figura 3 - Adaptação do Modelo de Rees (1980), fases do aterro**

Fonte: REES (1980) adaptado por SOUTO, 2009

Outros autores também consideram como cinco as fases do aterro (POHLAND e HARPER, 1985, dentre outros) conforme descritas na sequência.

A primeira fase corresponde ao ajustamento inicial, em que os resíduos começam a reter umidade, nesta etapa ocorrem recalques e mudanças no ambiente interno do aterro, o oxigênio disponível é consumido por bactérias aeróbias, o pH é neutro e há uma elevação da temperatura (POHLAND, DERTIEN e GHOSH, 1983 apud POHLAND e HARPER, 1985; LOPES e CONDE, 2008; SOUTO, 2009; ALVES, 2012). A fase aeróbia em um aterro sanitário dura apenas alguns dias porque o oxigênio não é reabastecido uma vez que os resíduos são cobertos pelo solo (KJELDSEN et al., 2002).

A segunda fase, considerada de transição, é aquela em que ocorre a depleção do oxigênio e o ambiente passa de aeróbio para anaeróbio promovendo um aumento na demanda química de oxigênio (DQO) e dos ácidos voláteis totais no lixiviado, assim o principal receptor de elétrons passa do oxigênio para os nitratos e sulfatos. Nesta etapa começam a surgir ácidos graxos voláteis e o potencial redox torna-se negativo (POHLAND, DERTIEN e GHOSH, 1983 apud POHLAND e HARPER, 1985).

A terceira fase, a intermediária, compreende a formação de ácidos orgânicos voláteis no lixiviado, que provocam a redução do pH e por conseguinte mobilização e possível complexação de metais. Nesta fase, chamada de acidogênese, as bactérias acidogênicas se alimentam do produto do metabolismo das bactérias aeróbias, resultando em ácidos carboxílicos (incluindo ácido acético), hidrogênio (H<sub>2</sub>)

e CO<sub>2</sub>. Nutrientes como nitrogênio e fósforo são liberados dos resíduos e utilizados para o crescimento da biomassa. Devido à ausência de oxigênio, o nitrogênio tende a se manter na forma amoniacal (POHLAND, DERTIEN e GHOSH, 1983 apud POHLAND e HARPER, 1985).

Na penúltima fase, conhecida como metanogênica, os ácidos produzidos na fase anterior são convertidos em metano e dióxido de carbono, ocorrendo uma diminuição na concentração de ácidos orgânicos no lixiviado. O pH devido ao consumo dos ácidos passa a ser controlado pelo tampão bicarbonato, e não mais pelos ácidos orgânicos voláteis, o potencial redox torna-se ainda mais baixo que na fase anterior e os metais tendem a precipitar e sofrer complexação. Nesta etapa a produção de gás metano torna-se intensa e a carga orgânica (DBO e DQO) é potencialmente menor (POHLAND, DERTIEN e GHOSH, 1983 apud POHLAND e HARPER, 1985).

Na quinta e última fase é observada uma diminuição da atividade biológica, uma vez que a maior parte da matéria orgânica foi consumida, assim como os nutrientes que podem estar baixos a ponto de limitar o crescimento da biomassa, cessando a produção de gás. Nesta fase, chamada de maturação o oxigênio pode reaparecer bem como espécies químicas oxidadas, resultando em aumento no potencial redox. Há uma tendência à degradação dos materiais orgânicos resistentes, transformando-os em substâncias semelhantes às húmicas, capazes de complexar os metais e mobilizá-los, fazendo com que o aterro readquira suas características originais (POHLAND, DERTIEN e GHOSH, 1983 apud POHLAND e HARPER, 1985).

Este modelo é muito difundido, mas, apresenta deficiência ao supor que o aterro é preenchido e coberto uma única vez. Contudo esta não é uma realidade, uma vez que o aterro é recoberto por solo periodicamente, conforme o montante de resíduos depositados. Souto (2009) divide o aterro em quatro fases: aeróbia, ácida, metanogênica instável e metanogênica estável.

É importante levar em consideração que pelo fato do aterro receber os resíduos por longos anos, em diferentes células, as fases de decomposição podem estar em diferentes estágios em um mesmo aterro. Resíduos recém aterrados, ou próximos à superfície do solo, apresentam características aeróbias, enquanto resíduos antigos e profundos podem estar em fase metanogênica ou acidogênica. Souto (2009) reitera que é provável que a microbiota das camadas mais profundas

sobreviva por existir fluxo contínuo de alimento proveniente das camadas superiores. Contudo, pode haver predominância de uma fase para o lixiviado como um todo.

A Tabela 1 apresenta o tempo de duração de cada fase descrita, bem como seus principais processos biogeoquímicos, de acordo com as fases anteriormente descritas. Porém é importante salientar, que pode haver variações referentes a localização do aterro e em função de condições hidrometeorológicas.

**Tabela 1** – Período estimado de duração de cada fase de decomposição dos resíduos em aterros e seus principais processos bioquímicos

<b>Fase<sup>1</sup></b>	<b>Processos</b>	<b>Duração<sup>2</sup></b>
I – Aeróbia	Hidrólise e degradação (aeróbio)	Horas a dias
II – Transição	Hidrólise e fermentação (anaeróbio)	Dias a semanas
III – Acidogênica	Acetogênese (anaeróbio)	6 a 18 meses
IV – Metanogênica	Metanogênese (anaeróbio)	Anos a décadas
V – Maturação	Oxidação	

**Fontes:** [1] Pohland e Harper (1985); [2] Fanin e Roberts (2006) apud Alves, 2012

### 3.3.2 Composição do Lixiviado

Conforme definido por Christensen et al. (2001) o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução à base de água cujos principais grupos de poluentes podem ser: matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (XOCs), conforme segue a descrição.

- Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente no lixiviado é um componente que representa uma grande quantidade de produtos orgânicos em degradação, variando de ácidos voláteis (principalmente nas fases ácidas dos aterros) até refratários, como os compostos fúlvicos / húmicos (CHIAN e DEWALLE, 1977 apud CHRISTENSEN et al, 2001).

A matéria orgânica dissolvida pode ser expressa por parâmetros como: carbono orgânico total (COT) e pela demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), além de CH<sub>4</sub>.

Devido a componentes de elevada massa molecular a matéria orgânica dissolvida pode afetar a composição dos lixiviados em relação a outros componentes devido as suas propriedades complexantes. Entretanto há poucas informações sobre a composição da matéria orgânica dissolvida no lixiviado (KJELDSEN et al., 2002).

Segundo Kjeldsen et al., (2002) quando a relação DBO:DQO é baixa, sugere-se um lixiviado com baixas concentrações de ácidos graxos voláteis e quantidades relativamente mais elevadas de compostos húmicos e fúlvicos.

Na fase ácida, mais de 95% do teor de carbono orgânico dissolvido (COD) consiste de ácidos graxos voláteis e apenas 1,3 % de material de alto peso molecular, sendo ainda detectadas aminas voláteis e álcoois (KJELDSEN et al., 2002).

Artiola-Fortuny e Fuller (1982) apud Christensen et al. (2001), descreveram que na fase metanogênica mais de 60% do teor da COD consistia de compostos orgânicos dissolvidos que correspondem a material húmico.

- Macrocomponentes inorgânicos

As concentrações de alguns macrocomponentes inorgânicos em lixiviados dependem, da mesma forma que a matéria orgânica dissolvida, da estabilização do aterro. Em fases metanogênicas, por exemplo, sabe-se que cátions como Ca, Mg, Fe e Mn encontram-se em menores concentrações comparados a outras fases, devido ao aumento do pH associado aos fenômenos de sorção e precipitação. Em contrapartida o baixo teor de matéria orgânica dissolvida, pode dar origem a formação de complexos com cátions. As concentrações de sulfato também são mais baixas na fase metanogênica devido à redução microbiana de SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> para SO<sup>-2</sup> (sulfato para sulfeto ) (CHRISTENSEN, et al., 2001). Compostos como cloreto, sódio e potássio são menos suscetíveis a sorção, complexação, e precipitação.

Ainda, de acordo com Kjeldsen et al. (2002), diversas investigações relatam elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado ao longo do tempo,

uma vez que em meio anaeróbio não sofre oxidação. O N-amônio é liberado a partir dos resíduos, principalmente por decomposição de proteínas. O único mecanismo através do qual a concentração de amônia pode diminuir durante a decomposição dos resíduos é a oxidação, resultando em nitrato e nitrito, raramente encontrados em um meio sem oxigênio e com matéria orgânica. Sabe-se que as concentrações desse composto no lixiviado costumam ser superiores a 100 mg/L por décadas (POHLAND e HARPER, 1985, EHRIG, 1988; KJELDSEN et al., 2002).

Considerando que não existem mecanismos para a sua transformação em condições metanogênicas a amônia pode ser considerada um dos mais significativos componentes de lixiviados em longo prazo (ROBINSON, 1995; BURTON e WATSON - CRAIK, 1998 apud KJELDSEN et al., 2002).

- Metais pesados

Em geral, as concentrações de metais pesados no lixiviado podem variar muito, contudo normalmente as concentrações médias são bastante baixas para aterros que recebem apenas resíduos domésticos (CHRISTENSEN et al., 2001). Uma pesquisa realizada em 106 aterros na Dinamarca mostrou que as concentrações de metais para aterros velhos são baixas: 0,006 mg de Cd; 0,13 mg Ni; 0,67 mg de Zn, 0,07 mg de Cu, 0,07 mg Pb e 0,08 mg Cr. Metais como o Hg e Co são raros nos lixiviados. Fe e Mn são considerados macropoluentes inorgânicos, pois podem ser encontrados naturalmente no solo. Investigações indicaram que uma parte altamente variável, dos metais pesados foi associada com o teor de colóides presentes no lixiviado (JENSEN E CHRISTENSEN, 1999; GOUNARIS ET AL, 1993; KLEIN E NIESSNER, 1996 apud ALVES 2012).

É importante ressaltar que os metais pesados não constituem um problema frequente em aterros de resíduos sólidos domésticos, devido aos resíduos possuírem baixas concentrações desses metais e parte porque estes metais são sujeitos a forte atenuação por sorção e precipitação na fase metanogênica do aterro (ALVES, 2012 apud. ERSKINE, 2000; CHRISTENSEN et al., 2001). Conforme Alves (2012), na fase ácida do aterro, devido ao pH baixo, são esperadas maiores concentrações de íons metálicos, contudo, na fase metanogênica pode ocorrer a formação de complexos e uma vez complexados, os metais pesados tendem a possuir maior mobilidade.

- Compostos Orgânicos Xenobióticos (XOCs)

Compostos orgânicos xenobióticos (XOCs), incluem parte da relação de compostos orgânicos voláteis (VOCs) e semi-voláteis (SVOCs).

Entre os XOCs mais encontrados em lixiviados destacam-se os hidrocarbonetos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno, e xilenos - BTEX) e hidrocarbonetos halogenados, como tetracloroetileno e tricloroetileno. Outro grande grupo de compostos observados em lixiviados são os herbicidas de ácidos fenoxialcanóicos. Estes compostos, assim como os demais merecem especial atenção uma vez que são sintéticos e possuem grande potencial poluidor (CHRISTENSEN et al, 2001).

A concentração de XOCs em lixiviado de aterro tende a diminuir ao longo do tempo, e variam conforme o composto, sua degradação no aterro e sua volatilização através do biogás (CHRISTENSEN et al, 2001).

Todos os compostos já citados presentes no lixiviado (matéria orgânica, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos xenobióticos) podem apresentar variações marcantes em função do tempo. Pohland e Harper (1985) e Ehrig (1988) identificaram esses parâmetros e os mensuraram para cada fase do aterro, conforme descrito na Tabela 2.

**Tabela 2** - Composição do lixiviado de aterro de RSU em fase ácida, metanogênica e de maturação (mg/L).

Parâmetro	Fase ácida	Fase metanogênica	Fase de maturação
pH	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	1600 a 17000	2900 a 7700	1400 a 4500
ORP (mV)	80 a -240	-70 a -240	97 a 163
Ácidos voláteis	3000 a 18000	250 a 4000	Ausente
DBO	1000 a 57700	600 a 3400	4 a 120
DQO	1500 a 71100	580 a 9760	31 a 900
DBO/DQO	0,4 a 0,8	0,17 a 0,64	0,02 a 0,13
NKT	14 a 1970	25 a 82	7 a 490
Nitrogênio Amoniacal	2 a 1030	6 a 430	6 a 430
Nitrato	0,05 a 19	Ausente	0,5 a 0,6
Fosfato	0,2 a 120	0,7 a 14	0,2 a 14
Alcalinidade	140 a 9650	760 a 5050	200 a 3520
Fe	90 a 2200	115 a 336	4 a 20
Mn	0,6 a 41	0,6	0,6

Parâmetro	Fase ácida	Fase metanogênica	Fase de maturação
K	35 a 2300	35 a 2300	35 a 2300
Na	20 a 7600		
Ca*	10 a 2500	20 a 600	
Mg	3 a 1140	81 a 505	81 a 190
Cl	30 a 5000	30 a 5000	30 a 5000
SO <sub>4</sub>	10 a 3240	Ausente	5 a 40
S <sub>2</sub>	0 a 818	0,9	Ausente
CH <sub>4</sub>	<0,01	0,3 a 0,6	0 a 0,10
Cd [1]	0,005	0,005	
Pb [1]	0,09	0,09	
Cr [1]	0,28	0,28	
Co [1]	0,05	0,05	
Ni [1]	0,17	0,17	
Vn [1]	0,1 a 120	0,03 a 4	
Cu [1]	0,07	0,07	

**Fonte:** Pohland e Harper, 1985, [1] Ehrig, 1988

### 3.4 CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICA DE ÁREAS IMPACTADAS POR LIXIVIADO

Os aterros de resíduos sólidos são fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas. O lixiviado gerado pela infiltração das águas pluviais, o qual percola pela massa de resíduos, somados aos líquidos provenientes da decomposição da matéria orgânica e da umidade do próprio resíduo, carregam os poluentes, que, ao atingirem o solo, podem percolar pela zona não saturada e chegarem a zona saturada, conseqüentemente, contaminando as águas subterrâneas. Assim, o fluxo das águas subterrâneas é capaz de transportar os componentes do lixiviado através de correntes convectivas e advectivas ao longo de seu deslocamento, gerando assim uma "pluma" de contaminação.

Existe uma complexidade muito grande a respeito das interações solo-contaminantes, visto que fenômenos físicos, químicos e biológicos podem ocorrer simultaneamente (VELOZO, 2006). Em depósitos de resíduos sólidos, sem medidas de proteção ao meio ambiente, a contaminação de águas subterrâneas torna-se ainda mais impactantes devido às conexões hidráulicas associadas a áreas de recargas e descargas de aquíferos, podendo ser transportados da subsuperfície para lagos e rios, no caso de descarga, ou mesmo de um corpo hídrico superficial para a água subterrânea, em casos de recarga (CABRAL; de PAIVA, 2007).

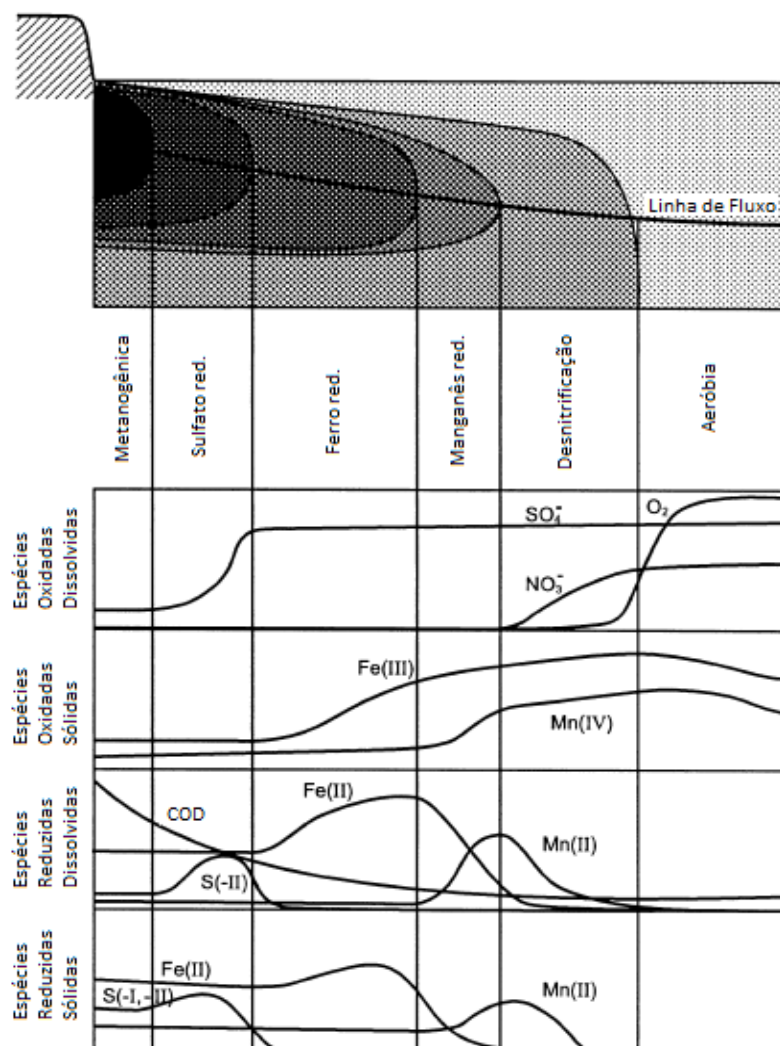
É necessário ressaltar que o fluxo subterrâneo se faz através de vazios da rocha, em poros no caso de rochas alteradas e fraturas em rochas sãs, podendo variar com relação à permeabilidade, que, por conseguinte, afeta a forma e velocidade e, conseqüentemente, a distância de deslocamento da pluma segundo Ellert et al., 1988 apud Lopes et al, 2007.

Aquíferos impactados por lixiviados, podem ser caracterizados principalmente por três áreas biogeoquímicas, sendo elas: a montante do aterro, onde as características do aquífero são predominantemente aeróbias; quando encontra o aterro, ou está em suas imediações o aquífero tende a apresentar condições anaeróbias, em decorrência da oxidação da matéria orgânica; e a jusante do aterro, a tendência é de um ambiente em recuperação de suas características originais, com condições aeróbias, principalmente a medida que a pluma se distancia da área do aterro (FETTER, 1999).

Conforme discutido por Heath (1983) quando o poluente infiltra-se no solo, sua concentração sofrerá redução ao longo do seu percurso. Substâncias orgânicas e outros materiais biodegradáveis tendem a ser sofrer oxidação química ou biológica na zona não saturada. Certos materiais terrosos, como as argilas e matéria orgânica, podem também absorver alguns metais e certos poluentes orgânicos complexos e, assim, reduzir sua concentração à medida que se movem através do solo.

De acordo com Christensen et al. (2001), quando impactadas, as águas apresentam diferentes zonas redox, que podem ser divididas em seis zonas distintas: metanogênica, sulfato-redutora, ferro-redutora, manganês-redutora, desnitrificação e ambientes aeróbios. Essas zonas tornam-se mais oxidantes conforme se distanciam do ponto contaminante, ou seja, na medida em que se afastam do aterro, proporcionalmente ocorre a atenuação do carbono orgânico dissolvido (COD). Na Figura 4 é apresenta uma síntese destas zonas redox.

**Figura 4** - Zonas redox formadas em aquífero impactado por lixiviado



**Fonte:** Adaptado de Christensen et al., 2001

Na fase metanogênica, ocorre a formação de gás carbônico, metano e N-amoniacoal, gás sulfídrico, podendo ainda haver liberação de amônia livre. Parte do Ferro (III) e do Manganês (IV) são solubilizada em ambiente redutor, e outra parcela permanece em quantidade relativamente baixa. Com o distanciamento do local contaminado e recuperação do ambiente aeróbio o nitrogênio amoniacoal é oxidado a nitrato, que juntamente com o cloreto permanecem estáveis no aquífero. No caso dos metais pesados, tendem a se concentrarem próximo a região do aterro, uma vez que não passam pela zona sulfato-redutora, ou seja, ficam retidos, complexados ou adsorvidos, assumindo baixas concentrações, além disso, quaisquer concentrações de sulfeto seriam suficientes para a precipitação da maior parte dos metais pesados, na forma de sulfetos metálicos (CHRISTENSEN et al., 2001).

Os XOCs representam uma parcela pequena do carbono orgânico dissolvido em águas subterrâneas impactadas por lixiviado, mas devem ser motivo de preocupação visto sua excessiva toxicidade. Sofrem atenuação através de mecanismos como diluição, sorção e degradação e, eventualmente, volatilização. No entanto, apresentam diferentes comportamentos em função dos diversos ambientes redox que são formados nas plumas de lixiviado.

Zona com receptores de elétrons como sulfato, ferro e nitrato, são as mais favoráveis para a oxidação dos compostos orgânicos xenobióticos (ALVES, 2012; FETTER, 1999; CHRISTENSEN et al., 2001).

Alves (2012) destaca ainda que alguns aspectos da formação e extensão das zonas redox na pluma de contaminação estão diretamente associados às características físicas e geoquímicas do aquífero, como: a velocidade da água subterrânea, por isso, em aquífero com elevada condutividade e gradiente de concentração são esperadas plumas de grandes extensões; da mesma forma o tipo de aquífero também é um fator que auxilia a oxidação: em aquíferos granulares é comum ocorrer a formação das zonas redox, entretanto para aquíferos fraturados a atenuação por reações redox pode ser limitada, devido ao pouco contato deste aquífero com a atmosfera (CHRISTENSEN, 2001).

A Capacidade de oxidação do aquífero (COX): por ser um regulador no processo de degradação da matéria orgânica é um aspecto de grande importância. Ou seja, alta COX, maior degradação, menor extensão de pluma. No entanto em determinados casos, principalmente conforme as propriedades do solo, elevadas taxas da COX podem comprometer a formação de zonas metanogênicas e sulfato-redutoras (ALVES, 2012 apud BARBOSA e OTERO, 1999). O carbono orgânico na fase sólida pode garantir a sorção de substâncias orgânicas e, principalmente, de alguns XOCs (SCHWARZENBACH e WESTALL, 1981 apud ALVES, 2012).

Christensen et al. (2001) reforça que dentre os processos de atenuação de contaminantes têm-se: a diluição, dispersão, processos redox, troca iônica e precipitação. Estes processos normalmente ocorrem em íons maiores, outro fator importante é a complexação com matéria orgânica, e dissolução de sólidos do material do aquífero, que além de aumentar a mobilidade dos compostos, podem aumentar sua concentração. Na Tabela 3 é apresentada uma síntese dos principais processos geoquímicos em íons para águas subterrâneas impactadas por lixiviados.

**Tabela 3** – Síntese dos processos geoquímicos que afetam o comportamento de macrocomponentes em plumas de lixiviado

Processos	Ânions			Cátions						
	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Fe <sup>2+</sup> /Fe <sup>3+</sup>	Mn <sup>2+</sup> /Mn <sup>3+</sup>
Diluição/Dispersão	+	+	+	+	+	+	+	+		+
Complexação	-	+	(+)	+	+	-	-	-	(+)	(+)
Processos Redox	-	-	+	-	-	-	-	(+)	+	+
Troca iônica	-	-	(+)	+	+	+	+	+	+	+
Precipitação /Dissolução	+	+	-	+	+	-	-	-	+	+

**Fonte:** Christensen et al., 2001

+: importante; (+): usualmente de menor importância; -: não importante.

O transporte de poluentes até o aquífero freático ocorre inicialmente na zona não saturada do subsolo, em direção vertical e sob a influência da força gravitacional. Na zona saturada ocorre a mistura destas substâncias à água subterrânea. Em seguida, as substâncias são transportadas no fluxo predominante da água subterrânea por áreas extensas, em geral na direção horizontal, conforme Lei de Darcy.

Na sequência estão descritos os principais mecanismos de retenção e transporte das plumas de contaminantes, conforme Velozo (2006), Teixeira (2008) e Souto (2009).

### 3.4.1 Diluição, Advecção e Dispersão Hidrodinâmica, Como Processos Físicos.

Diluição é considerada a mistura de soluções com a água. Neste caso, o lixiviado que percola pelo solo, ao se misturar com a água subterrânea sofre diluição. Este processo, assim como a dispersão hidrodinâmica são comuns a todos os componentes analisados em estudos com deslocamento de plumas, sendo que para algumas substâncias não reativas (como o cloreto) estes promovem a atenuação da contaminação (ALVES, 2012). É importante ressaltar que estes processos físicos são os principais reguladores da matéria orgânica presente no lixiviado, principalmente das concentrações da fração de carbono orgânico dissolvido (CHRISTENSEN, 2001).

A advecção é o processo responsável pelo transporte de massa em decorrência do movimento da água no solo, ou seja, os poluentes caminham conforme as linhas de fluxo de acordo com a velocidade do fluido. Neste caso, a velocidade média de transporte, no caso de fluxo de águas subterrâneas, é dada pela velocidade de Darcy dividido pela porosidade efetiva (SPITZ E MORENO, 1996).

A dispersão hidrodinâmica, ao contrário da advecção refere-se ao espalhamento tridimensional do contaminante, sendo expressa em termos de dispersão molecular e mecânica. A dispersão mecânica é um fenômeno que causa um espalhamento do poluente devido às variações de velocidade do fluido dentro do meio poroso, neste contexto, a mistura ocorre em canais individuais, e velocidades que podem variar conforme tortuosidade, reentrâncias e interligações entre outros canais (BEAR, 1972).

A difusão molecular é o processo no qual os constituintes iônicos e moleculares se movem sob a influência da energia cinética na direção do gradiente de concentração, ou seja, neste caso as moléculas e íons tendem a se deslocar de regiões de maior concentração para as de menor, visando o equilíbrio. É considerado o principal processo de diluição de contaminantes persistentes e móveis na zona saturada, entretanto é responsável também pelo desenvolvimento e deslocamento da pluma de contaminantes (ELIS, 2003).

### **3.4.2 Sorção e volatilização, Como Processos Físico-Químicos**

O termo sorção refere-se à capacidade do solo em reter íons de uma determinada solução, sendo adsorção, “a adesão de moléculas ou íons à superfície de partículas no solo promovendo uma diminuição da concentração da fase aquosa e retardando o transporte de contaminante, já a desorção é a liberação da fase sólida” (VELOZO, 2006).

Conforme exposto por Teixeira (2006) “a superfície sólida é o adsorvente e o adsorvível é a molécula ou íon da solução que pode ser adsorvido”. É importante destacar que este processo está diretamente relacionado com o pH, potencial redox, força iônica e com a própria constituição do solo. Assim, quando um íon é adsorvido pelo solo, têm-se a redução ou retardamento na mobilidade do mesmo. Outro

aspecto importante é o exaurimento na capacidade do solo em reter substâncias, quando a fonte de contaminação for contínua, como, por exemplo, no caso de lixões.

No caso da matéria orgânica, Kjeldsen e Christensen (1984), constataram que o carbono orgânico dissolvido é transportado com velocidade próxima a da água, isto é, pode-se desconsiderar a sorção para este componente. Quanto à volatilização, esta se dá pela formação de metano e compostos orgânicos voláteis. Assim, é possível delimitar plumas de contaminação em águas subterrâneas pela constatação da liberação do metano (CHRISTENSEN et al., 2001).

Componentes metálicos podem ter sua mobilidade reduzida pela adsorção. A sorção dos metais ocorre principalmente em minerais argilosos, matéria orgânica e óxidos de ferro e manganês. Este processo, contudo, está diretamente associado ao pH do meio, a taxa de adsorção aumenta, conforme se eleva o pH (CHRISTENSEN et al., 2001).

### **3.4.3 Precipitação, Complexação e Dissolução Como Processos Químicos**

Precipitação é um fenômeno que envolve grande número de reações químicas de substâncias inorgânicas. Um precipitado pode então ser considerado responsável pelo decaimento dos poluentes da pluma de contaminação.

A atenuação dos metais pesados por precipitação ocorre principalmente com sulfetos e carbonatos (compostos de baixa solubilidade), ainda que fosfatos e hidróxidos possam contribuir para a redução da solubilidade. Nesse sentido, a maior parte dos metais pesados não passa pela zona sulfato-redutora, porque eles estarão em baixas concentrações e quaisquer concentrações de sulfeto seriam suficientes para a precipitação dos metais pesados (CHRISTENSEN et al., 2001).

A complexação é um fenômeno que ocorre quando um cátion metálico reage com um ânion e se ligam por compartilhamento de elétrons (YONG et al., 1996 apud TEIXEIRA, 2006).

Diversos outros processos podem ser considerados como decaimento, ou ainda, aqueles que reduzem ou retardam o transporte de contaminantes, cabe citar: ácido-base, solução-precipitação, oxidação-redução, complexação e processos microbiológicos. O entendimento desses processos é fundamental para que sejam indicadas soluções adequadas de intervenção ambiental em áreas contaminadas

por aterros de resíduos sólidos e, ainda, para compreender o comportamento da pluma. Na Tabela 4 é apresentada uma síntese destes mecanismos.

**Tabela 4** - Principais mecanismos de transporte de plumas de contaminantes

Processo	Definição	Importância
Advecção	Movimento do contaminante em consequência ao fluxo subterrâneo.	Principal componente no transporte de plumas.
Dispersão	Mistura do fluido devido a efeitos de heterogeneidade na distribuição da velocidade.	Um mecanismo que reduz a concentração de soluto na pluma. Entretanto, uma pluma mais dispersa é mais disseminada do que uma pluma movida por advecção.
Sorção	Reação entre o soluto e a superfície dos sólidos, causando a ligação do soluto à superfície sólida.	Um importante mecanismo que reduz as taxas às quais o soluto aparentemente se move. Torna mais difícil remover o soluto de um local em um dado tempo.
Dissolução / Precipitação	Reações que resultam em liberação do contaminante da fase sólida ou remoção do contaminante como sólido	Dissolução é importante na fonte ou na frente de migração. A precipitação é um mecanismo de atenuação importante em sistemas de pH elevado (pH > 7)
Ácido / Base	Reações envolvendo transferência de prótons H+	Importante no controle de outras Reações
Complexação	Combinação de ânions e cátions numa forma mais complexa	Afeta a sorção, solubilidade, etc.
Hidrólise / Substituição	Reações de compostos orgânicos halogenados com água ou um componente iônico da água (hidrólise) ou com outro ânion (substituição)	Torna um composto orgânico mais suscetível à biodegradação e mais solúvel
Oxidação / Redução (Redox)	Reações envolvendo a transferência de elétrons	Importante mecanismo de atenuação no sentido de que controla a precipitação de metais
Biodegradação	Reações envolvendo degradação de compostos orgânicos na qual a taxa de degradação é controlada pela abundância de microorganismos e as condições redox.	Importante mecanismo de atenuação para compostos orgânicos

**Fonte:** Adaptado de SCHUELER, 2005 e TÁVORA, 2010.

Os principais processos geoquímicos que controlam o comportamento dos cátions dissolvidos nas águas subterrâneas impactadas por lixiviados são diluição, troca catiônica e precipitação/ dissolução. Processos redox também controlam o amônio, ferro e manganês (SOUTO, 2009).

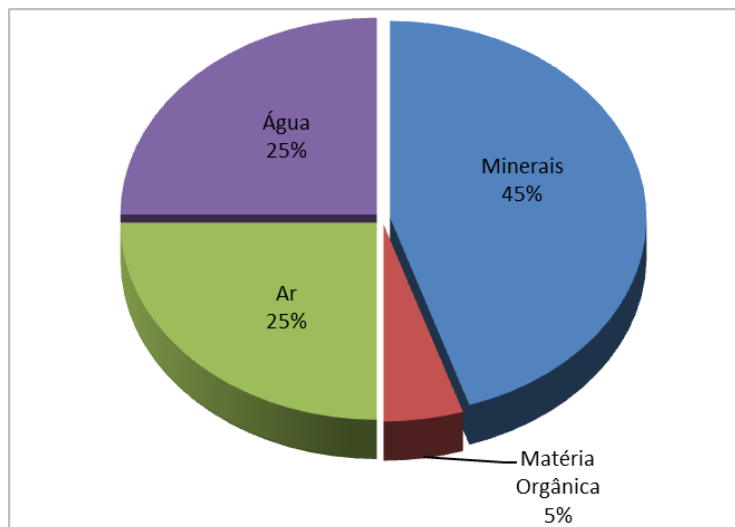
#### 3.4.4 Processos Biológicos

De acordo com Tavares (2011) o termo biodegradação faz referência aos processos biologicamente mediados, causados pelos microrganismos, bactérias e fungos com capacidade para modificar quimicamente um determinado substrato, resultando em subprodutos mais simples, que apresentem estruturas moleculares menos complexas do que o composto original.

A biodegradação em compostos orgânicos ocorre através da oxidação da molécula por um aceptor de elétrons, assim, em ambientes aeróbios o oxigênio desempenha o papel do aceptor final de elétrons; em condições de ausência de oxigênio, o papel de aceptor de elétrons é desempenhado pelo  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^-$ , entre outros (BEDIENT et al., 1994).

#### 3.5 INTERAÇÃO DO LIXIVIADO COM O SOLO

O solo é um material heterogêneo e estruturado, originado por decorrência das alterações químicas e físicas sofridas pela rocha, associada ao transporte de material alterado ao longo do tempo. Sua composição apresenta fases distintas que interagem entre si, como minerais diversos, ar, solução aquosa e matéria orgânica, além de variada composição química. Assim, sua formação está diretamente relacionada a rocha matriz, clima, relevo, vegetação, por conseguinte trata-se de um sistema dinâmico e multifásico, em constantes transformações. Na Figura 5 são apresentados os percentuais dos principais componentes observados no solo: minerais e matéria orgânica que constituem a fase sólida do solo (50% do volume do solo); a fase líquida, é constituída pela água e por compostos nela dissolvidos (25% do volume); e o restante é ocupado pelo ar ou gases, chamada de fase gasosa do solo.

**Figura 5** – Estimativa da composição volumétrica de um solo

**Fonte:** Galetti (1973) apud Costa (2007).

A fase líquida do solo ou solução do solo é de grande importância, pois participa de todos os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem desde a formação do mesmo a partir da rocha-mãe. Além de água possui eletrólitos, substâncias minerais e orgânicas dissolvidas e gases. (MEURER, 2004, TEIXEIRA, 2008).

A forma de acondicionamento da água no solo pode variar conforme sua distribuição dentro do ciclo hidrológico. Parte das precipitações pluviais que ocorrem sobre o solo tendem a escoar pela superfície do terreno, até os rios ou lagos próximos, e parte irá infiltrar no solo. Durante a infiltração, uma parcela da água sob a ação da força de adesão ou de capilaridade fica retida nas regiões mais próximas da superfície do solo, constituindo a zona não saturada. Outra parcela, sob a ação da gravidade, atinge as zonas mais profundas do subsolo, constituindo a zona saturada (CETESB, 2015).

Segundo Costa (2007) a água no solo se divide em água de retenção e gravitacional. A água gravitacional, ou água livre, existe principalmente, depois de chuvas que saturam o solo e percolam por gravidade enquanto a água retida se divide em água da capilaridade (aproveitada pelas plantas – distribuída nos poros do solo) e de higroscopicidade, sendo a última fortemente presa às partículas do solo (GALETI, 1973, FASSBENDER, 1982 apud COSTA, 2007). A água somente infiltra e percola pelo solo quando há saturação na capacidade de retenção de água das forças capilares (CETESB, 1978).

Contudo, diversos fatores influenciam nas características da solução do solo, entre eles cabe citar: o material de origem do solo, o pH, as condições de oxidação-redução, o teor de matéria orgânica presente, a adição de produtos químicos, além do tempo (MEURER et al., 2004). Dentre os fatores citados, é de relevância salientar que o pH é responsável pelas principais mudanças na composição da solução do solo

A Tabela 5 apresenta a composição da solução de solos ácidos e básicos, e de um exemplar de latossolo para regiões brasileiras.

**Tabela 5** – Composição da solução de solos ácidos, básicos e latossolos

Elementos	Solos ácidos (mol L <sup>-1</sup> )	Solos básicos (mol L <sup>-1</sup> )	Latossolo (Br) (mol L <sup>-1</sup> )
Ca	0,34	1,4	0,002
Mg	0,19	0,7	0,001
K	0,07	0,1	0,003
Na	0,01	2,9	Nd
N	1,2	1,3	Nd
P	0,0007	0,003	0,0001
S	0,05	2,4	Nd
Cl	0,11	2,0	Nd

**Fonte:** Fassbender e Bornemisza, 1994 apud Luchese et al., 2004 apud Teixeira (2008)

É importante ressaltar que, diversas reações químicas podem ocorrer, no sentido de se obter um equilíbrio entre os componentes da solução do solo e a fase sólida do solo, cabe citar: reações de sorção, dissolução e precipitação (MEURER, 2004).

### 3.5.1 Cargas Elétricas Do Solo

Existem dois mecanismos principais que originam cargas elétricas superficiais nas partículas do solo, são eles: substituição isomórfica de íons de diferentes valências na estrutura cristalina dos minerais, chamadas de cargas permanentes; e as reações dos grupos funcionais de superfície com íons na solução do solo, consideradas cargas variáveis e dependentes das características do meio, segundo Meurer et al. (2004). Conforme relatado por Teixeira (2008), em caso de substituições isomórficas, um íon de carga maior é substituído por um íon de carga menor, gerando um desequilíbrio, que se manifesta na superfície do mineral.

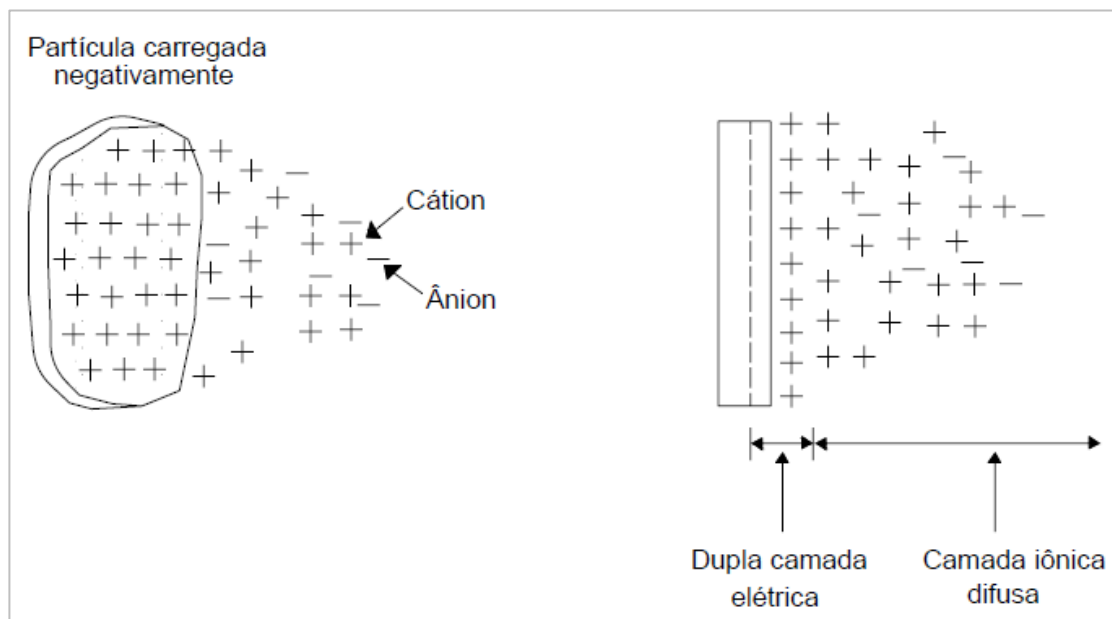
Teixeira (2008) relata ainda que, as cargas elétricas variáveis são decorrentes da exposição de grupos ionizáveis na superfície, podendo acarretar ganhos ou perdas de íons  $H^+$  e  $OH^-$  devido a quebra da molécula  $H_2O$ , através da interação com o meio ambiente e o pH da solução do solo. Formam-se então, superfícies hidroxiladas, dependendo do tipo de radical sorvido ( $H^+$  e  $OH^-$ ) na carga. O resultado obtido para soluções ácidas, ( $pH < 7$ ) é a protonização das hidroxilas, o que resulta em cargas elétricas positivas, enquanto em soluções básicas ( $pH > 7$ ) têm-se o oposto.

Quando há uma molécula estável, os grupos funcionais de superfície se ligam a íons na solução do solo. Esta ligação pode ser com ou sem a presença de água ( $H_2O$ ). É chamada de “complexo de esfera interna”, quando não há presença de moléculas de água e “complexo de esfera externa” quando há presença (Teixeira, 2008).

### **3.5.2 Dupla Camada Difusa: Solos Argilosos**

Em vistas de estabelecer um equilíbrio eletrostático, partículas carregadas negativamente acarretam a aproximação de cátions hidratados, uma vez atraídos, ficarão dispostos sobre a superfície negativa, e serão definidos como dupla camada elétrica. Contudo, na medida em que o campo elétrico é neutralizado pelas cargas positivas se intensifica o processo de difusão molecular, e cargas positivas são transportadas para distâncias maiores da superfície, constituindo a chamada dupla camada difusa (SANTOS, 1975; TEIXEIRA, 2009). A Figura 6 ilustra a dupla camada iônica para solos argilosos.

**Figura 6** - Formação de dupla camada elétrica e difusa, junto a uma partícula de argila



Fonte: Leite (1996) apud Teixeira, 2008

### 3.5.3 Solo Laterítico, Região de Londrina - PR

Os solos lateríticos são aqueles formados sob condições climáticas tropicais, que resultaram de um intenso intemperismo sofrido pela rocha de origem. Como resultado, têm-se características provocadas pelo processo de lixiviação, como: solos bem drenados, com elevado volume de vazios, com baixa massa específica aparente e, provavelmente, elevada permeabilidade, por consequência de sua estrutura macroporosa (MIGUEL et. al., 2002).

Conforme exposto por Faé<sup>1</sup> (2012) a maioria dos minerais encontrados nesses solos são muitas vezes umedecidos, e ricos em óxidos de alumínio e de ferro, apresentando uma coloração normalmente avermelhada por tal presença. Dentre os solos típicos dessas formações citam-se: latossolos, que podem ocorrer como argissolos, nos quais o horizonte B é latossólico ou textural, bem desenvolvido e normalmente espesso e outros tipos de grupo de solos como os podzólicos.

Este tipo de solo é um dos mais importantes no Brasil e em parte da América do Sul pela porcentagem de ocorrência, estando no Brasil presente nas regiões Sul

<sup>1</sup> [http://globalrelva.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=598:ww&Itemid=117](http://globalrelva.org/index.php?option=com_content&view=article&id=598:ww&Itemid=117)

e Sudeste, no Paraguai na região Sudeste, ao Norte da Argentina e em grande parte da região ocidental do Uruguai (CLEMENTE, 2001 apud TEIXEIRA, 2008).

Característicos de regiões tropicais e subtropicais, as altas temperaturas e grandes volumes de precipitação promovem no solo a ocorrência de alguns processos químicos, como: ionização, adição de água e dióxido de carbono, hidrólise e oxidação. Os dois últimos processos, hidrólise e oxidação, são os mais relevantes pois resultam na formação de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (goethita, hematita, gibbsita e materiais amorfos), argilos minerais do grupo da caulinita e quartzo, deste modo tem-se um perfil de solo mais evoluído, maduro e com horizontes mais espessos (TEIXEIRA, 2008).

Ainda em virtude das elevadas temperaturas, a matéria orgânica pode ser rapidamente degradada e mineralizada, resultando em água e CO<sub>2</sub>, que por sua vez diminui o pH do solo, tornando-o mais ácido (variável entre 5,5 e 6). Nestes valores de pH “o alumínio e o ferro são praticamente insolúveis, resultando no acúmulo na forma de óxidos e ou hidróxidos” (KRAUSKOPF, 1972 apud TEIXEIRA, 2008), enquanto o íon H<sup>+</sup>, que resulta da ionização da água, entra na estrutura do mineral e desloca os elementos alcalinos (K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>) e alcalinos terrosos (Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>), que depois são totalmente lixiviados (TEIXEIRA, 2008).

### 3.6 ESTUDOS DE GEOFÍSICA NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Os métodos geofísicos cada vez mais têm sido utilizados como uma ferramenta eficaz na prospecção de águas de subsuperfície, principalmente, por apresentarem uma visão mais completa e segura de determinadas áreas, bem como resultados precisos com relação à existência de possíveis contaminações, ou mesmo variações geológicas. Estes métodos causam um mínimo impacto ambiental, uma vez que são caracterizados como métodos não invasivos ou não destrutivos (GALLAS, 2005; VELOZO, 2006).

Os métodos geoeletricos, podem ser divididos em: eletrorresistividade, polarização induzida (IP), potencial espontâneo (SP), eletromagnéticos e radar de penetração (GPR). Em cada um destes métodos um parâmetro físico de resposta é utilizado, conforme apresentado na Tabela 6.

**Tabela 6** - Métodos geoeletricos e os parâmetros físicos de respostas correspondentes

<b>Método Geoeletrico</b>	<b>Parâmetros Físicos</b>
Eletrorressistividade	Resistividade Elétrica
Polarização induzida	Variações de voltagem
Potencial espontâneo	Potencial natural
Eletromagnético	Condutividade
Radar de penetração	Constante dielétrica/permisividade

**Fonte:** BRAGA, 1999 apud VELOZO, 2006

Dentre os métodos mais utilizados para identificar contaminações de subsuperfície, principalmente quando associadas a lixiviado proveniente de aterros sanitários, cita-se a eletrorressistividade a qual utiliza o método da resistividade aparente para identificação de contaminantes, presentes em subsuperfície, ou seja, na solução do solo. Este método utiliza uma corrente elétrica contínua de intensidade conhecida que é transmitida ao subsolo através de um par de eletrodos (A e B) ambos ligados a uma fonte artificial, como gerador. Através deste sistema que cria um fluxo de corrente entre os eletrodos e o subsolo, é possível mensurar por meio de um novo par de eletrodos a resistividade efetiva ou aparente do subsolo (GALLAS, 2005).

Segundo Gallas (2005) em termos físicos, pode-se afirmar que a corrente elétrica utiliza materiais diferentes (eletrônicos ou iônicos) para se propagar. A condução eletrônica, como por exemplo por metais, é caracterizada pela presença de elétrons livres, também pode ser observada em materiais semicondutores, com pouco ou nenhum caminho que permita a passagem de corrente. Já a condução iônica (eletrolítica) é obtida onde o fluxo da corrente se dá através dos íons, sendo este, o modo de maior importância em estudos geofísicos.

Esta técnica vem sendo empregada no Brasil desde a década de 70, e também, é muito utilizada em países como Estados Unidos da América, Turquia, Malásia e Israel.

Tatsi et al (2010) avaliou a deterioração da qualidade das águas subterrâneas nas imediações de um depósito de resíduos, tipo vazadouro, a oeste da Malásia. O estudo teve como objetivo avaliar a percolação do lixiviado uma vez que a região é ameaçada pela presença de aquíferos rasos e as águas subterrâneas contribuem significativamente para o abastecimento de água potável em muitos

estados. O resultado revelou que a pluma de contaminação migrou para uma área distante do aterro e de fato contaminou o aquífero subterrâneo.

Triantafilis et al. (2011) utilizou o método geofísico na detecção de plumas de lixiviado em um antigo depósito de resíduos sobre dunas de areia em Sydney – Austrália. Os resultados corroboraram com os demais estudos realizados, atestando a veracidade do método na detecção da pluma e no comparativo da condutividade elétrica da pluma e da estratigrafia.

Donohue et al (2015), utilizou a geofísica de resistividade para avaliar os impactos de efluentes de tratamento de esgoto em sistemas do tipo “fossas sépticas” nas águas subterrâneas de um aquífero raso na Irlanda. O estudo combinou a geofísica com a hidrogeologia local e comprovou que a contaminação pelo efluente não apenas atingia o lençol freático, como ainda era descarregada para a zona mais profunda e mais permeável de xisto.

### 3.7 UTILIZAÇÃO DOS PARÂMETROS ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO INDICADORES DE ÁREAS CONTAMINADAS

O diagnóstico de áreas com suspeitas de contaminação exige técnicas dispendiosas tanto em termos de valores como de tempo, e demandam além da coleta de informações sobre o meio ambiente e a respectiva contaminação, o conhecimento das características do aquífero local, uma vez que diversos parâmetros podem se mostrar anormais, sugerindo a presença de contaminantes.

Entretanto, alguns parâmetros podem ser utilizados como indicadores para áreas contaminadas. Conforme já visto, estudos de geofísica utilizam parâmetros físicos para, através de uma corrente elétrica, demonstrar a presença ou não de anomalias, que podem ser decorrentes de contaminantes na camada saturada do solo. Um parâmetro extremamente utilizado é a resistividade elétrica, ou seja, propriedade que define o quanto um material se opõe à passagem de corrente elétrica, de forma que: quanto maior for a resistividade elétrica de um material, mais difícil será a passagem da corrente elétrica, e quanto menor a resistividade, mais ele permitirá a passagem da corrente elétrica.

Por sua vez, a oposição a resistividade elétrica é a condutividade elétrica que pode ser definida como a concentração de sais solúveis na água. Sua medida e variações podem indicar o incremento de íons dissolvidos na solução, podendo ser

representativa, quando associada a outros parâmetros, na detecção de contaminações, principalmente por lixiviados.

A variação da precipitação também pode influenciar em um declínio nos valores de condutividade elétrica, uma vez que promove a diluição de poluentes no meio aquoso, enquanto em estações secas os valores tendem a ser elevados (LEITE et al., 2010).

A avaliação da condutividade elétrica em água subterrânea pode refletir a composição geológica da bacia hidrográfica. Entretanto, contaminações por poluentes iônicos decorrentes de fontes antropogênicas, alteram significativamente a condutividade elétrica. Por isso, a determinação de parâmetros como condutividade elétrica e alcalinidade é primordial para o conhecimento da área em questão (KNEY e BRANDES, 2007).

Kney e Brandes (2007) desenvolveram um método de rastreamento gráfico, para a avaliação da qualidade da água em cursos superficiais de New Jersey, através dos parâmetros: condutividade elétrica (CE) e alcalinidade. O método proposto teve como objetivo interpretar e definir os parâmetros de modo simplificado. O método utiliza um gráfico de Condutividade Elétrica em relação aos dados de alcalinidade simultaneamente, tornando possível distinguir valores de CE para fluxos afetados ou degradados daqueles que podem ser considerados valores de fundo em um ambiente geológico particular.

Por sua vez, a concentração de alcalinidade das águas subterrâneas também está relacionada à litologia local e aos fatores climáticos, que tem influência no intemperismo.

Sperling (2005) define alcalinidade como a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. Ela representa a medida da capacidade da água de neutralizar os ácidos, ou seja, a capacidade de resistir às mudanças do pH. Os seus principais constituintes são os bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, sendo os sólidos dissolvidos responsáveis pelas formas dos mesmos. Sua origem pode ser natural, através da dissolução de rochas e antropogênica, decorrente dos despejos industriais ou de outras fontes de poluição.

Assim, o limite de condutividade elétrica e alcalinidade esperado para um fluxo pode ser determinado usando os dados regionais de qualidade da água, com base na geoquímica local.

É necessário levar em consideração que os lixiviados de resíduos sólidos urbanos possuem elevada concentração de íons em relação às águas naturais e ainda, os lixiviados de aterros mais velhos (fase metanogênica de decomposição dos resíduos), em geral, apresentam elevada alcalinidade (MARINGONDA, 2008), tornando possível a avaliação de áreas contaminadas por lixiviados através da análise da alcalinidade. A Tabela 7 apresenta as características físico-químicas de lixiviados, conforme verificado em outros estudos.

**Tabela 7 - Características físico-químicas de lixiviados de diferentes aterros**

Parâmetros	Faixas de variação de diversos aterros					
	[ 1 ]	[ 2 ]	[ 3 ]	[ 4 ]	[ 5 ]	[ 6 ]
<b>pH</b>	7,88 - 8,25	6,9 - 8,2	4,5 – 9	7,3 - 8,8	7,6 - 8,16	8,1 – 8,8*
<b>Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	9547 – 13607	8500 - 13500	–	923 - 8070	607 - 1680	7900
<b>Condutividade elétrica (µS/cm)</b>	21600 – 27500	–	2500 - 35000	6200 - 34000	3370 – 6490	-
<b>NKT (mg N-NH<sub>3</sub>/L)</b>	-	-	64 - 4700	369 - 1800	68 – 396	1300
<b>N-amoniaco (mg N-NH<sub>3</sub>/L)</b>	-	750 - 1880	50 - 3700	39 - 1750	57 – 288	1100
<b>DQO (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	14598 - 16800	60000 - 96000	140 - 152000	-	351 – 2340	4500
<b>DBO (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	1529 - 2245	-	20 - 57000	-	34 - 1547	330

Fonte:

[1] JUCÁ et al (199-) Aterro da Muribeca – Recife-PE, em células com resíduos mais jovens.

[2] SEGATO (2000) Aterro municipal de Bauru-SP.

[3] KJELDSSEN et al. (2002), resumo de trabalhos desenvolvidos por diversos pesquisadores em diferentes aterros sanitários instalados em países Europeus.

[4] TATSI & ZOUBOULIS, 2002 para o aterro sanitário da cidade de Thessaloniki (Grécia).

[5] MARINGONDA (2003), Aterro municipal de Rolândia-PR.

[6] FERNANDES et al. (2006), Aterro controlado do Limoeiro, Londrina-PR; \* MARINGONDA (2008), Aterro municipal de Londrina-PR

Adaptado de Maringonda et al, (2008)

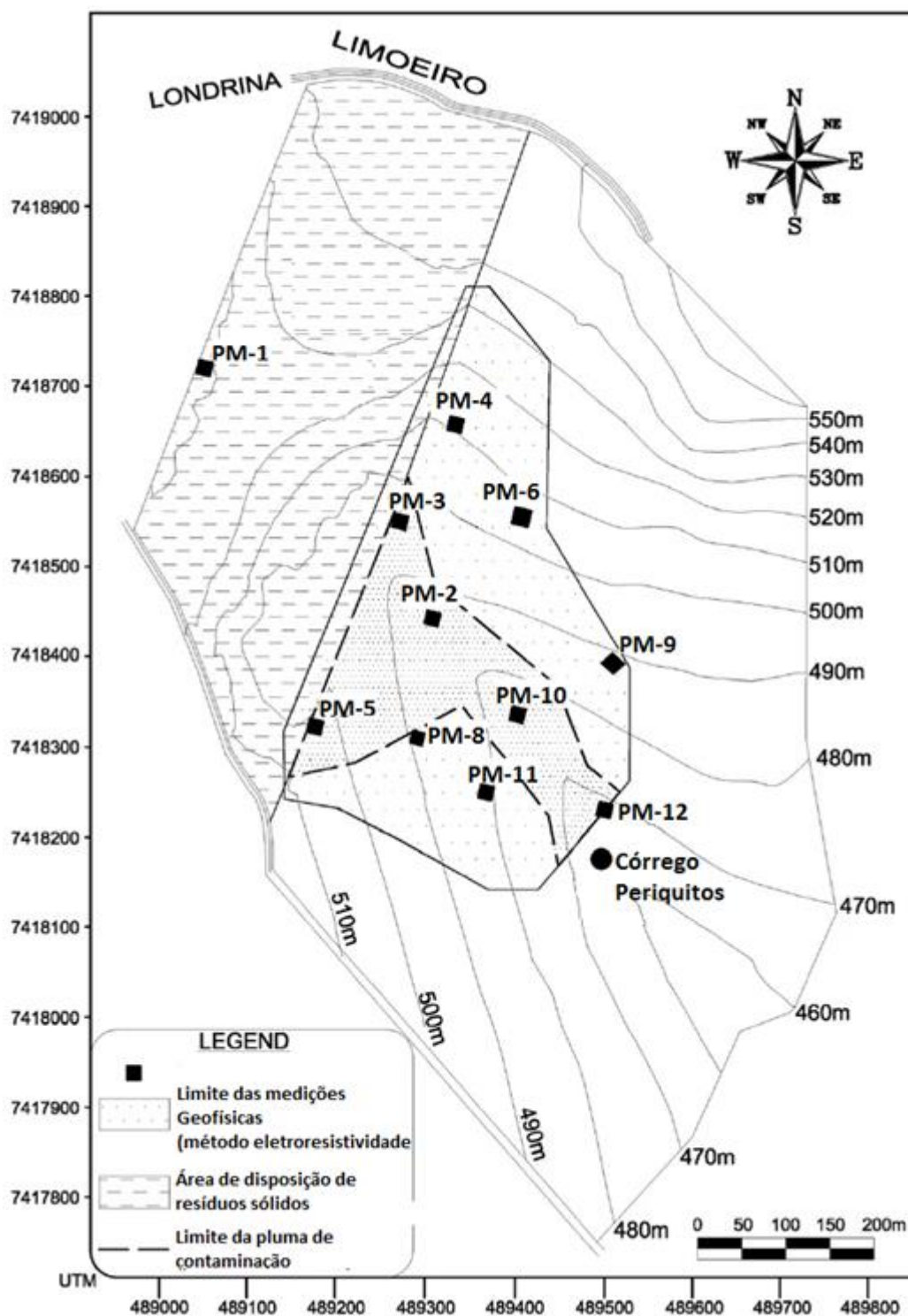
#### 4 PESQUISAS RELACIONADAS À ÁREA DO ATERRO DO LIMOEIRO-LONDRINA/PR

Neste capítulo são retratados alguns estudos realizados no Aterro do Limoeiro, Londrina – PR, que serão utilizados na sequência com a finalidade de comparação e complementação da pesquisa atual.

Na “Investigação Preliminar Da Área De Disposição De Resíduos Sólidos Do Município De Londrina/PR” foi realizado o levantamento topográfico da área de estudo e a aplicação da técnica de geofísica. A partir da planta topográfica (Figura 7) e da geofísica de superfície foram locados os poços de monitoramento de água subterrânea – PM, e realizadas as sondagens do solo pelo método Standard Penetration Test – SPT, estes últimos com as finalidades de descrição do perfil de solo e coleta de amostras para posterior investigação, em laboratório. Foram perfurados um total de doze poços de monitoramento de água subterrânea e onze sondagens de solo SPT, e executados cinco Ensaios de Permeabilidade, para conhecer a condutividade hidráulica da área, que variou na ordem de  $10^{-4}$  a  $10^{-6}$  cm/s, valores considerados moderados.

Esta pesquisa auxiliou no trabalho publicado em 2012, “Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill - Londrina (PR - Brazil)”. Este estudo merece ênfase uma vez que demonstrou através da técnica de geofísica realizada em 2003, o perfil aproximado da pluma, seu formato e profundidade. Com base nestas informações, foram definidos a localização e instalados os poços de monitoramento da água subterrânea. Foram coletadas amostras nestes poços, e os resultados dos parâmetros físico-químicos analisados demonstraram que o elemento chumbo (Pb) mostrou-se acima dos valores máximos permitidos pelas legislações brasileiras para água subterrâneas em determinado poços.

Figura 7 - Planta Topográfica



Lopes et al., 2012

Teixeira (2008) no estudo “Caracterização e Avaliação da Contaminação do Solo Laterítico da Área do Depósito de Resíduos Sólidos Urbanos de Londrina por Metais Pesados” confirmou através de coletas de amostras de solo o caráter laterítico de textura argilosa do solo dos horizontes A e B, com a caulinita como

mineral principal da fração argila e levemente ácido. As amostras de solo coletadas próximas aos poços de monitoramento localizados em baixa vertente e na direção do fluxo subterrâneo e superficial apresentaram teores mais elevados de metais disponíveis no solo, além do aumento de alguns cátions e da condutividade elétrica da solução do solo em duas amostras. Não houve mudança nas características físicas do solo, porém, nas características químicas do solo superficial foi verificada a interferência da presença do lixiviado, indicando que houve arraste e acúmulo do mesmo no mineral.

Em 2010 Teixeira et al. através do estudo “Caracterização do Solo Alterado em Decorrencia da Interação Solo-Lixiviado” obtiveram a textura do solo, a qual varia granulometricamente de argila siltosa à argila arenosa, com a mineralogia abundante em ferro. Os resultados apontaram impregnações de lixiviado nos vazios do solo, sem alterações em suas características físicas.

Teixeira et al. (2010) realizaram o estudo “Mobility of potentially harmful metals in latosols impacted by the municipal solid waste deposit of Londrina, Brazil” no qual foram selecionadas amostras de solo da área do aterro de Londrina (Paraná, Brasil) com o objetivo de avaliar a extensão de sua contaminação, para entender melhor o comportamento de alguns metais pesados em solos tropicais e classificar os fatores determinantes. Para isso, foram coletadas amostras de solo de 0,5 a 7 m de profundidade. Os resultados mostraram que os perfis de solo exposto, foram impactados em várias profundidades, inclusive a 7 m, em que foi verificada a presença de maior teor de metais, especialmente aqueles de maior mobilidade Zn, Co, Mn, Cu e Fe, e o aumento da salinidade e da matéria orgânica.

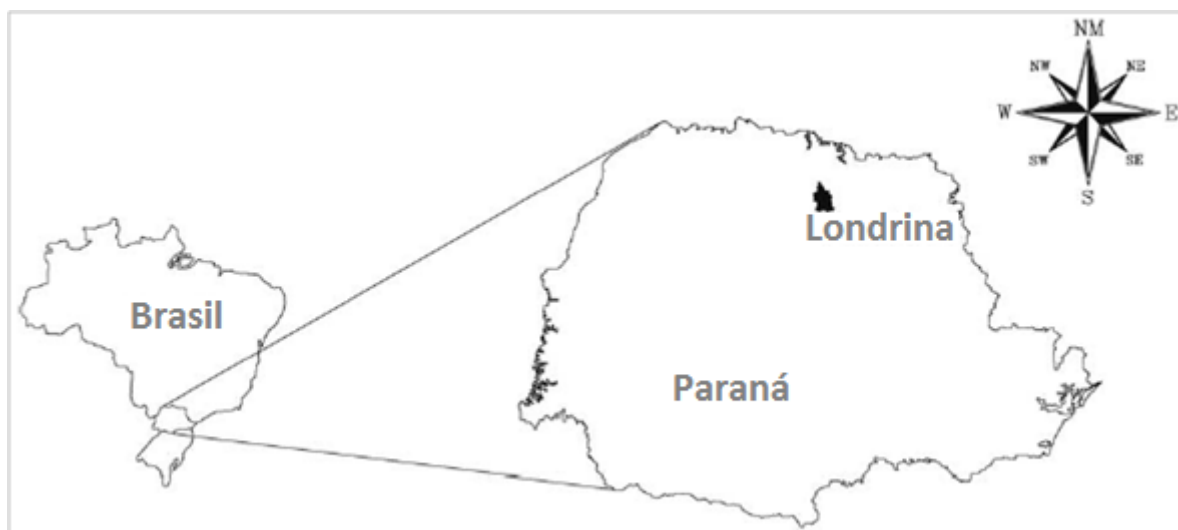
Costa (2007) na pesquisa “Avaliação da contaminação por metais solúveis e metais pesados de uma área de Disposição de resíduos sólidos urbanos com o acompanhamento da pluma de contaminação Sob a influência das estações de chuvas” estudou alguns dos mecanismos relacionados ao lixiviado do aterro do Limoeiro. A qualidade da água subterrânea do aterro foi avaliada através dos parâmetros físico-químicos, metais solúveis, metais pesados, nitrato, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). Os parâmetros turbidez e sólidos totais dissolvidos apresentaram menores valores com a elevação de precipitações. Os metais solúveis estudados foram Na, K, Mg e Ca. Foi ainda verificada a correlação entre a condutividade elétrica (CE) e os metais solúveis.

## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

O local objeto deste estudo possui aproximadamente 19,23 ha e compreende a área de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU do Município de Londrina e seu entorno, e situa-se na Estrada Major Achilles Pimpão Ferreira, a 7 km do centro da cidade, aproximadamente na longitude 51°06' Oeste e latitude 23°20' (Figura 8), aqui denominado Aterro do Limoeiro.

**Figura 8** - Localização do Município de Londrina



No início de sua operação, em meados da década de 70, esta área funcionava como um depósito de resíduos, o qual não dispunha de nenhuma infraestrutura para evitar possíveis contaminações do solo e água subterrânea, recebendo aproximadamente 416 toneladas / dia de resíduos.

De acordo com a Companhia de Trânsito e Urbanização de Londrina – CMTU (2014), em 2001 foi executado um projeto de readequação do lixão, com o objetivo de torná-lo um aterro controlado. Essa readequação incluiu diversas obras associadas tanto ao remanejamento, compactação, confinamento e cobertura da massa de resíduos, como a construção de galerias de águas pluviais, drenos de gases e drenos de lixiviado, que passou a ser tratado biologicamente.

Em 2010 novas melhorias foram realizadas visando o uso da área por mais dois anos e o futuro encerramento das atividades na área. Entre as melhorias foram recuperados e construídos novos drenos de lixiviado e os sistemas de drenagem de águas pluviais, principalmente ao redor do aterro. O aterro controlado teve suas atividades encerradas em 2012, devido ao esgotamento da área.

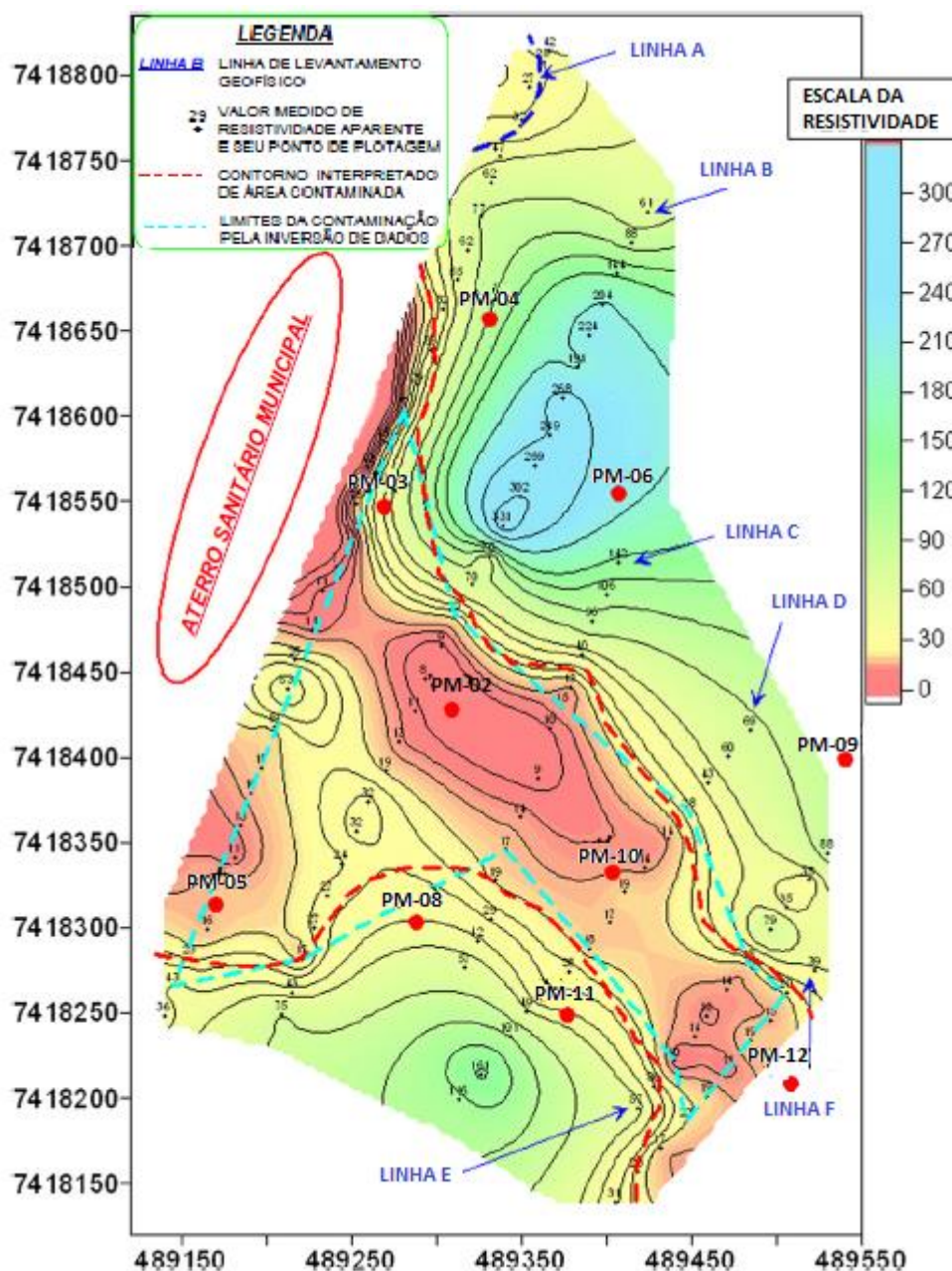
O aterro do Limoeiro está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, sub-bacia do Ribeirão Três Bocas, com uma nascente a jusante da área em questão, nomeada Córrego Periquitos. O clima da região segundo a classificação de Koppen é subtropical úmido, com chuvas em todas as estações, verões quentes e úmidos e invernos mais secos, e temperatura média anual de 22,5 ° C.

Com relação à geologia, o município está situado predominantemente sobre a Formação Serra Geral – JKsg, pertencente à Bacia Sedimentar do Paraná, cuja litologia principal é a rocha vulcânica básica com intrusões alcalinas e pequenas lentes de arenito. Devido ao intemperismo sofrido pelo basalto geotecnicaamente a primeira camada de solo foi classificado como laterítico, caracterizando-se como um solo bem drenado, com alto teor de argila, elevado volume de vazios, baixo peso específico aparente, elevado peso específico dos sólidos, condutividade hidráulica próxima de  $10^{-5}$  cm/s e um nível d'água próximo a 8 m (TEIXEIRA, 2008). Este solo possui predominantemente, na sua composição mineralógica argila do tipo caulinita (1:1) e óxidos de Fe – hematita e goethita (ROCHA et al., 1991 apud TEIXEIRA, 2008).

Em 2003, através de projeto de pesquisa fomentado pelo CNPq, teve início uma investigação de campo para avaliação da área. Os trabalhos desenvolvidos consistiram de levantamento topográfico da área de disposição de resíduos sólidos, seguido do uso de técnica de geofísica de superfície, conforme descrito em Teixeira et al. (2008) e Lopes et al. (2012). O mapa de resistividade obtido por meio da geofísica de superfície orientou a locação das sondagens do solo (SPT) e dos poços de monitoramento (PM) de água subterrânea (Figura 9).

Na Figura 9 encontra-se delimitada (em azul) a área contaminada obtida pela inversão 2-D. Os processos de inversão de dados de resistividade buscam estabelecer o modelo da provável distribuição real dos valores de resistividade em subsuperfície. As eventuais distorções nas pseudo-seções inerentes aos arranjos de eletrodos são, teoricamente, eliminadas pelos processos de inversão, deste modo, essa área pode ser considerada a delimitação da área contaminada.

**Figura 9** - Mapa de resistividade aparente, nível 2, do aterro de resíduos sólidos de Londrina – PR



Fonte: Adaptado de Lopes et al, 2012

No total foram perfurados doze poços de monitoramento de água subterrânea. A perfuração dos poços foi levada até o início da rocha sã. A Figura 10 apresenta a localização dos poços de monitoramento do Aterro do Limoeiro e seu entorno, composto basicamente por áreas agricultáveis.

**Figura 10** - Localização dos poços de monitoramento instalados no Aterro do Limoeiro e entorno



Fonte: a própria autora

## 5.2 MONITORAMENTO DA ÁREA

### 5.2.1 Coleta Das Amostras

Foram coletadas amostras de águas subterrâneas nos poços de monitoramento (PMs): PM-02, PM-03, PM-05, PM-08, PM-10, PM-11 e PM-12, os demais poços não apresentavam água, ou não foram localizados, devido às alterações ocorridas no aterro pela deposição de resíduos. Foi ainda coletada uma amostra em poço cacimba, para que fosse utilizada como branco amostral. Este poço localiza-se fora da área do aterro, a aproximadamente 1,3 km, em uma propriedade particular e foi chamado poço branco (PB).

Na Tabela 8 é apresentada a localização dos poços, suas coordenadas e profundidade aproximadas.

**Tabela 8 - Localização espacial e dados dos poços de monitoramento no aterro do Limoeiro**

Poço	Coordenadas UTM		Cota do Terreno (m)	Profundidade do poço (m)
PM01	489.043,78	7.418.733,07	518	-
PM02	489.308,17	7.418.445,20	485,8	-
PM03	489.271,66	7.418.555,04	495,7	-
PM04	489.334,53	7.418.665,06	510,9	19,5
PM05	489.175,09	7.418.323,36	502,65	12
PM06	489.414,92	7.418.564,06	505,7	15,5
PM07	489.835,38	7.418.113,78	496,3	6
PM08	489.291,09	7.418.310,36	489,15	25
PM09	489.542,64	7.418.412,35	486,6	8
PM10	489.409,10	7.418.341,83	476	11,5
PM11	489.381,85	7.418.257,93	481,3	19
PM12	489.503,60	7.418.229,36	468,2	12
PB	490.377,86	7.419.318,73	545	-

(-) sem informação

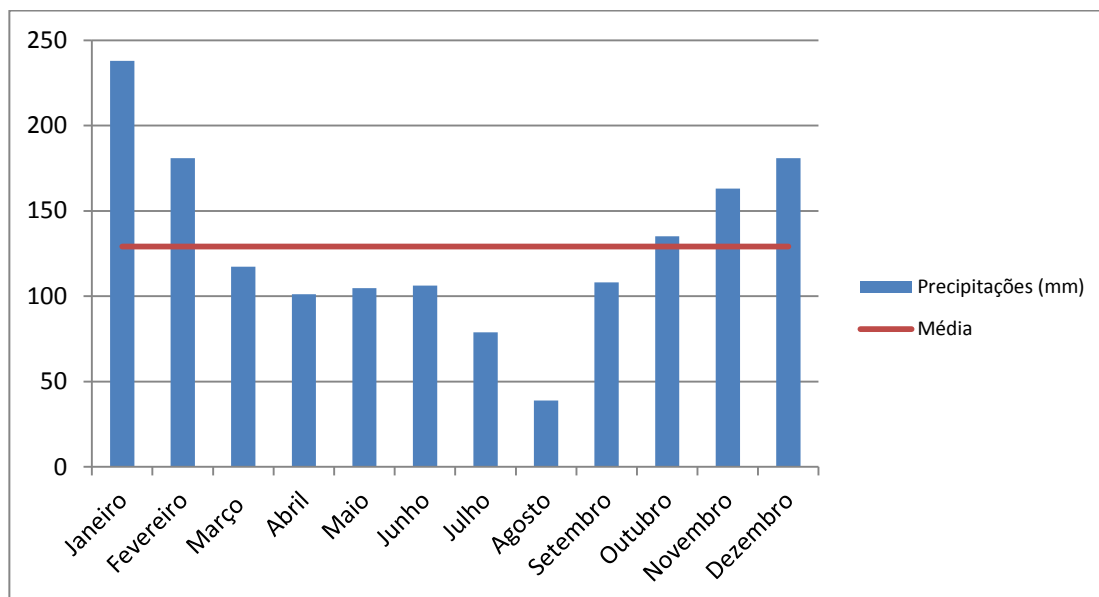
Fonte: Adaptado de Furlan, 2006

As coletas foram realizadas nos dias: 12 e 27 de novembro de 2014, 20 de janeiro, 23 de março e 23 de julho do ano de 2015, compreendendo períodos secos e chuvosos.

Foram utilizados ainda, os dados de duas campanhas realizadas em 08 de junho e 06 de novembro de 2004, através do projeto denominado Conservação dos Recursos Hídricos Subterrâneos através de metodologia para Avaliação da Poluição causada pela má disposição de Resíduos Sólidos Urbanos, fomentado pelo CNPq, Edital: CT - Hidro 01/2001 - Conservação da água no meio urbano (FURLAN, 2005). E também, ensaios realizados nos dias 27 de agosto, 26 de setembro, 10 de outubro, 24 de outubro e 07 de novembro do ano de 2008 (GALHARDO, 2008).

A Figura 11 apresenta a caracterização do ano hidrológico em uma estação pluviométrica próxima ao aterro, com base em dados dos últimos 10 anos.

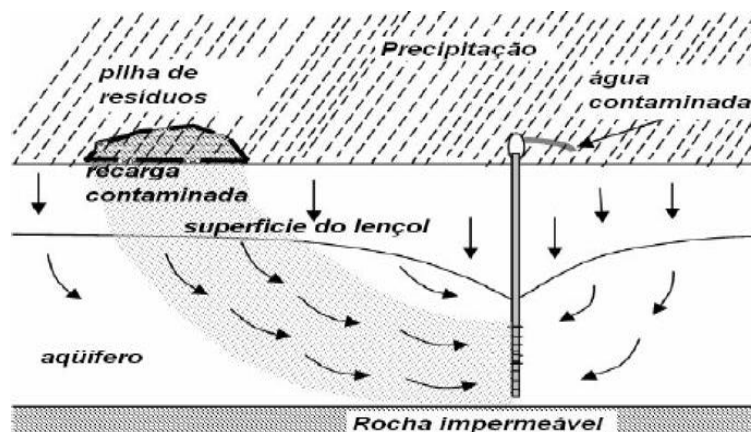
**Figura 11 - Caracterização do ano hidrológico para área na qual se inclui o aterro do Limoeiro com base de dados de 2004-2014**



Fonte: Adaptado de HIDROWEB<sup>2</sup>, 2015

Utilizando um coletor manual denominado “*baileir*”, conectado a uma corda com comprimento suficiente para que fosse atingido o nível d’água, realizou-se a coleta das amostras de água. As três primeiras amostras foram desprezadas, uma vez que a água parada no interior do poço poderia não ser representativa quanto à qualidade da água do local. Autores indicam que o esgotamento dos poços antes das coletas pode modificar a direção do fluxo da água subterrânea alterando o movimento da pluma de contaminação, conforme Figura 12.

**Figura 12 - Influência do bombeamento na migração das plumas.**



Fonte: Clearly (1984) apud Costa (2007)

<sup>2</sup> <http://hidroweb.ana.gov.br/Estacao.asp?Codigo=2351003>

A fim de coletar amostras representativas alterando o mínimo possível a condição natural de fluxo que ocorre na formação, minimizando o rebaixamento, a agitação e a mistura da água existente no interior do poço, utilizou-se o procedimento sugerido pela CETESB/99 em Procedimento para Amostragem de Água Subterrânea<sup>3</sup>. Removeu-se parte da água estagnada no poço, sendo a quarta amostra armazenada em frascos previamente preparados (limpos) e identificados.

Do mesmo modo, a escolha dos frascos seguiu o recomendado pela CETESB, sendo todos de plástico polietileno, e os volumes de coletas variados de 200 ml a 1000 ml, conforme as campanhas e análises realizadas. É importante destacar que, os parâmetros analisados não exigem preparação especial dos frascos, apenas a limpeza com ácido clorídrico 30% e enxague final com água ultra pura.

Os frascos contendo as amostras foram preservados em gelo, acomodados em caixas térmicas para o transporte e mantidos refrigeradas até o momento das análises no Laboratório de Saneamento (UEL), para determinação dos parâmetros de interesse (Figura 13). A determinação de cada parâmetro seguiu as recomendações dadas pelo Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005).

**Figura 13** – Frascos contendo as amostras de água dos poços de monitoramento



Fonte: a própria autora

---

<sup>3</sup> <http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/S704.pdf>

### 5.2.2 Análises Físico-Químicas Realizadas

Para o monitoramento da qualidade da água subterrânea, foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos em laboratório: pH, alcalinidade, condutividade elétrica, nitrogênio Kjeldhal total (NKT), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, DQO e DBO. Os métodos utilizados são apresentados na Tabela 9.

**Tabela 9** – Métodos de avaliação dos parâmetros das amostras de água subterrânea

Parâmetro	Método*	Aparelho
pH	Potenciométrico (45-H+B)	pHmetro Hanna
Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulação Potenciométrica (2320 B)	Medidor de pH, digital marca Hanna/Orion
Condutividade Elétrica (µS/cm)	Potenciométrico (4500-H+B)	Condutivímetro de Bancada digital, marca Adamo, modelo MCA 150
NKT (mg N-NH <sub>4</sub> /L)	Kjeldhl (4500 – Norg/4500- NH <sub>3</sub> C)	-
N-amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> /L)	Titulométrico (4500-NH <sup>3</sup> B/C)	-
Nitrito (mg N-NO <sub>2</sub> /L)	Colorimétrico (4500-NO <sub>2</sub> – B)	Espectofotômetro
Nitrato (mg N-NO <sub>3</sub> /L)	Colorimétrico (4500-NO <sub>2</sub> – B) redução por cádmio	Espectofotômetro
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	Refluxo Fechado (5220 D)	-
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	Potenciométrico (5210 B / 4500 – OG)	-

Fonte:\* APHA (2005).

### 5.3 AVALIAÇÃO DA PLUMA DE LIXIVIADO

Investigações ambientais, em geral demandam um conjunto de técnicas investigativas – não invasivas e invasivas. Contudo, novas técnicas podem ser utilizadas em conjunto com técnicas tradicionais, seja com a finalidade de complementar os resultados obtidos ou de auxiliar a tomada de decisão no direcionamento dos trabalhos de campo complementares. Mas, uma técnica não descarta outra para a correta determinação e interpretação dos resultados obtidos.

Para avaliação da pluma de contaminantes fez-se uso de trabalhos já executados para a área em questão, de modo que, os mesmos pudessem ser comparados e fossem capazes de indicar e confirmar a presença de contaminantes, bem como o modo com que a pluma vem caminhando no decorrer dos estudos já realizados.

### **5.3.1 Método de Correlação entre Condutividade e Alcalinidade**

Para avaliar a correlação entre os parâmetros condutividade e alcalinidade na detecção de contaminações, foi utilizada a análise sugerida por Kney e Brandes (2007), através do método de triagem gráfica permitindo uma melhor interpretação dos dados da condutividade elétrica sem extenso conhecimento da geologia local.

Os autores propuseram um gráfico em sua pesquisa, com valores correlacionando alcalinidade e condutividade elétrica. Qualquer resultado que estivesse acima da correlação proposta, era considerado uma anomalia, confirmando a presença de poluentes antropogênicos. Este resultado deve ainda ser confrontado com a composição química esperada para a hidrogeologia local, sendo este o limite inferior, aquele que considera apenas os íons na solução decorrentes da geologia local. Deste modo, possuir dados representativos da qualidade das águas subterrâneas e definir a relação esperada entre Condutividade elétrica e alcalinidade sob condições naturais é a principal exigência do método descrito.

As concentrações de sólidos dissolvidos em águas naturais são o resultado da resistência e dissolução de minerais, do solo e rocha locais (HEM, 1959; CONGELAR E CHERRY, 1979; PETERS, 1984 apud KNEY E BRANDES, 2007). Assim, segundo Kney e Brandes (2007) a condutividade elétrica de uma amostra reflete em grande parte sua composição geológica, decorrente da bacia hidrográfica. No entanto, os poluentes iônicos a partir de fontes antropogênicas também contribuem para incrementos de condutividade elétrica, sendo este aspecto de total interesse de programas de acompanhamento e de avaliação de mananciais.

Assim, conhecendo os resultados esperados para as águas naturais, quando for observado resultados considerados superiores ao esperado e com uma correlação positiva entre ambos, há indicação de que área esteja contaminada. Quando apenas um dos parâmetros se modifica, subentende-se que a variação diz respeito apenas às características intrínsecas a química das rochas locais.

### 5.3.2 Valores de Referência para Condutividade Elétrica e Alcalinidade

A Geologia predominante na área é a formação Serra Geral, pertencente à Bacia Sedimentar do Paraná, cuja litologia principal é a rocha vulcânica básica. A Hidrogeologia é composta pelo aquífero freático e por zonas basálticas, apresentando condições hidrogeológicas heterogêneas e anisotrópicas (CELIGOI, 1993). O Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) devido às suas características litológicas não possui porosidade e permeabilidade primárias importantes para o armazenamento de volumes significativos de água. O armazenamento e a circulação da água ocorrem segundo as discontinuidades físicas da rocha (juntas, falhas geológicas e superfícies interderrames), constituindo-se em um meio heterogêneo e anisotrópico (REBOUÇAS, 1978 apud CELIGOI, 1993).

É importante destacar que as amostragens de água subterrânea, se referem ao aquífero freático, e não ao aquífero Serra Geral, e, portanto, como parâmetro de comparação foi utilizado um poço cacimba localizado próximo à região do aterro do limoeiro, sem influência do lixiviado, que recebeu o nome de Poço Branco – PB.

Este branco amostral encontra-se em uma cota superior a do aterro e seus resultados foram utilizados como parâmetros de comparação entre as respostas obtidas nas amostras da área contaminada, e o esperado para locais sem influência de lixiviado.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A discussão dos resultados será dividida em duas etapas:

- ETAPA I: Análise da correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica, de acordo com a metodologia proposta por Kney e Brands (2007).
- ETAPA II – Resultados das análises físico-químicas comparadas a estudos anteriores já realizados.

### 6.1 RESULTADOS DAS CORRELAÇÕES ENTRE ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM ÁGUA SUBTERRÂNEA

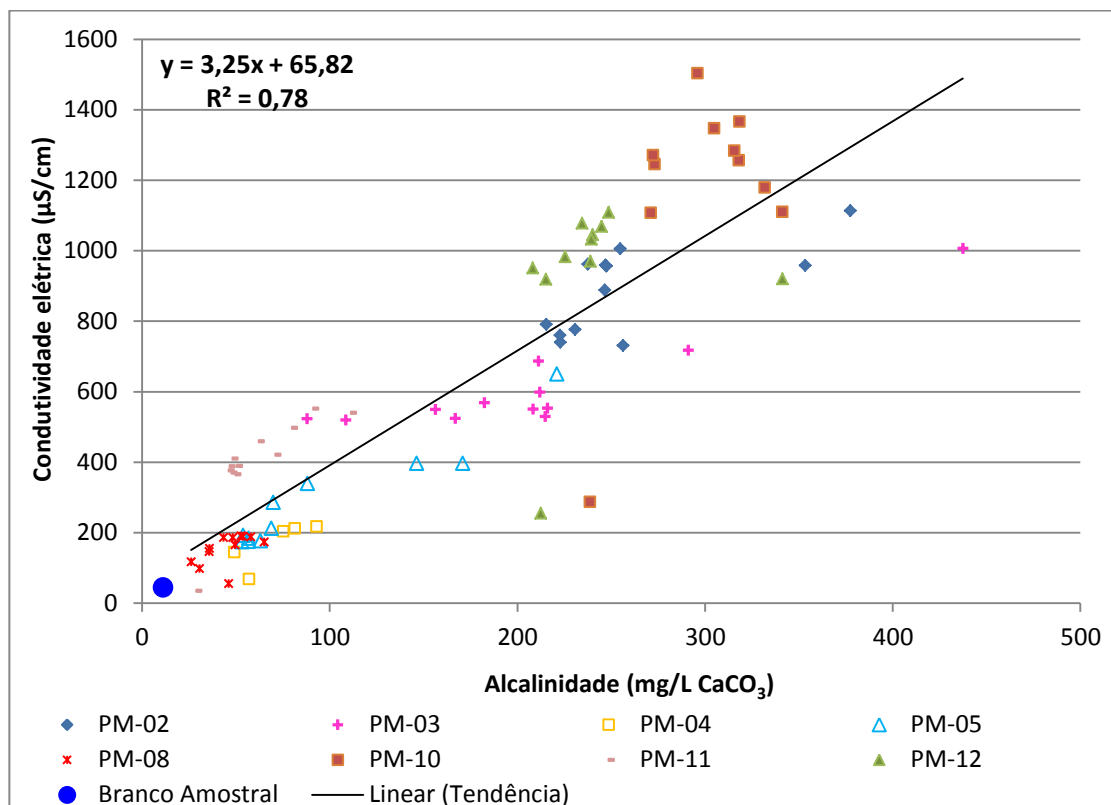
Para análise da correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica os resultados de todas as amostragens de água subterrânea dos poços de monitoramento foram representados em um único gráfico, incluindo o poço branco (Figura 14). Os resultados obtidos no poço branco são descritos na Tabela 10 e foram utilizados como parâmetros de comparação entre as respostas obtidas nas amostras da área contaminada, e o esperado para locais sem influência de lixiviado.

**Tabela 10** – Características da amostra de água do Poço Branco - Branco amostral

	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade elétrica (µS/cm)	pH
<b>Poço Branco</b>	11,16	43,9	5,88

Fonte: a própria autora

**Figura 14** - Correlação entre condutividade elétrica e alcalinidade total da água subterrânea na área de estudo



Fonte: a própria autora

Com base na Figura 14 apresentada, verifica-se que de modo geral, os poços apresentaram correlação linear entre os valores de alcalinidade e condutividade elétrica. Analisando estatisticamente, o  $R^2 > 0,7$  indica uma forte correlação entre os dois parâmetros. Por existir correlação entre os dois parâmetros, este, torna-se um indicador válido, principalmente no quesito contaminação por lixiviado. Verificou-se que os resultados, para um mesmo poço, variaram de uma campanha para outra, com poços de elevada e de baixa condutividade elétrica e alcalinidade.

Analisando a Figura 14 percebe-se que os resultados dos poços PM-02, PM-03, PM-10 e PM-12 encontram-se na parte superior do gráfico, com valores mais elevados de condutividade elétrica e alcalinidade. Salienta-se que estes são os poços mais afetados pela presença do lixiviado, como já evidenciados em estudos anteriores (Figura 9). Observa-se que destes o PM-03 encontra-se mais próximo ao aterro seguido pelos PMs 02, 10 e 12, estes últimos encontram-se, conforme pode-

se constatar na Figura 7, na linha de drenagem das águas naturais, portanto onde se concentra o escoamento superficial e subterrâneo.

Os poços PM-05, PM-08, PM-11 situados mais distantes do aterro e em cotas mais elevadas, sofrem menor influência de lixiviado e apresentam valores relativamente mais baixos, ficando mais próximos a origem dos eixos ordenados, quando comparados aos poços anteriormente citados. Este resultado é também compatível com o valor do branco amostral, que apresentou resultados muito baixos para alcalinidade (11,16 mg/L CaCO<sub>3</sub>) e condutividade elétrica (43,9 µS/cm).

Kney e Brandes (2007) ressaltam a hipótese de que os valores de condutividade elétrica podem ser utilizados como um índice relacionado ao tipo de rocha e geologia que, sob condições naturais, resultam em uma gama particular de valores de alcalinidade. Neste caso, os resultados para o local de estudo, deveriam estar próximos ao branco amostral, uma vez que as amostras são de aquífero freático, cujas características da rocha são e alterada são as mesmas da área investigada.

Ainda conforme Kney e Brandes (2007), poluentes iônicos contribuem para uma elevação na condutividade elétrica, que resulta em elevados valores também no parâmetro alcalinidade, por isto esta relação é de interesse no acompanhamento e avaliação de águas impactadas. Os autores sugerem que impactos antropogênicos devem resultar em um desvio na relação entre CE e alcalinidade e nos valores esperados para esses parâmetros em relação às águas naturais.

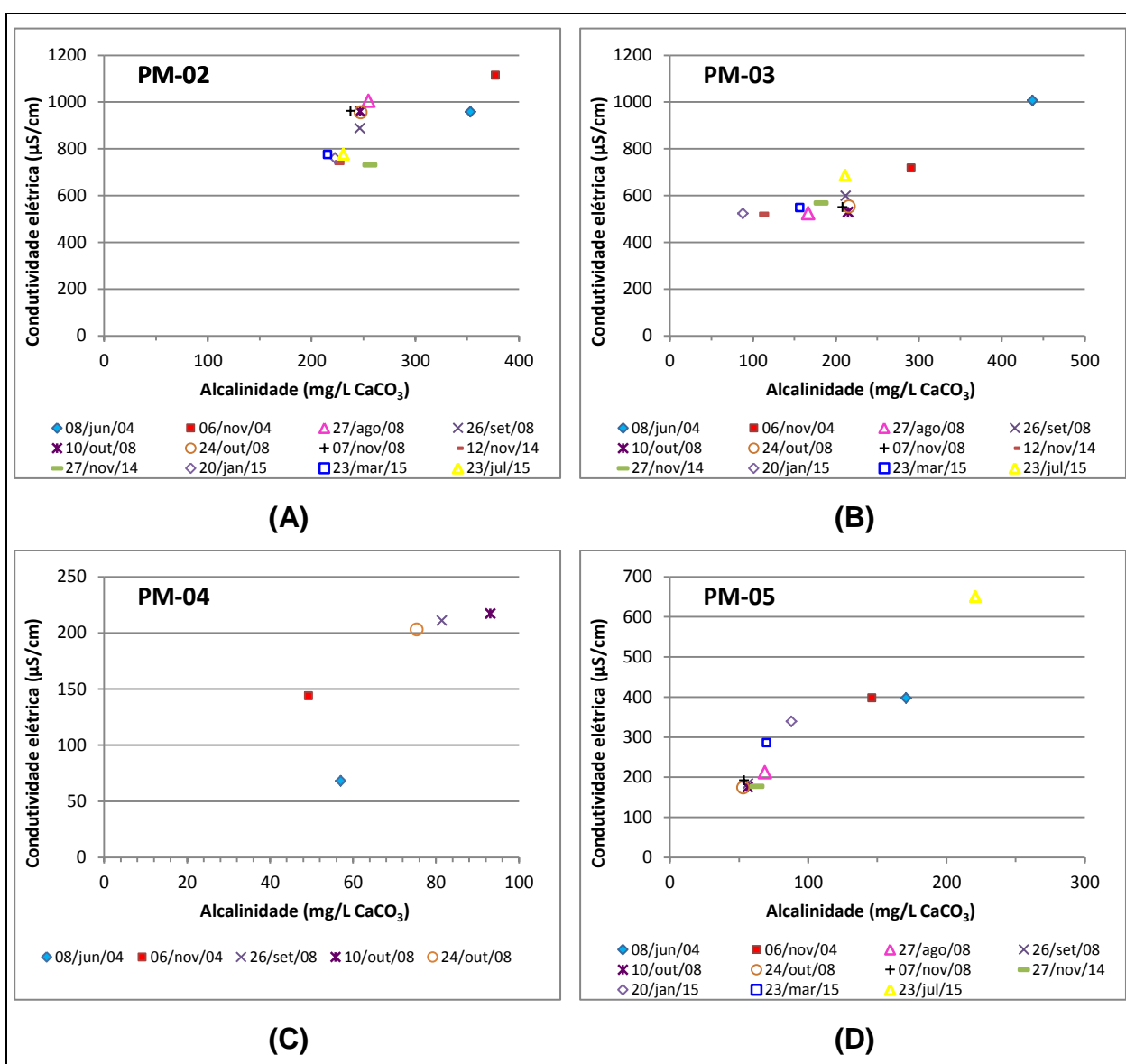
Por ser uma solução com elevada quantidade de íons, o lixiviado tende a elevar a condutividade elétrica em águas subterrâneas. Como descrito por Maringonda et al (2008) e Fernandes et al. (2006), normalmente lixiviados de aterros antigos, como é o caso do aterro do Limoeiro, apresentam elevada concentração de íons. Silva (2010), analisando o lixiviado bruto no aterro do Limoeiro, obteve valores médios em torno de 7.700 µS/cm de condutividade elétrica e 5.400 mg CaCO<sub>3</sub>/L de alcalinidade. Assim, os resultados obtidos durante as campanhas são reflexos da contaminação e dispersão do lixiviado através do solo e da água subterrânea.

Deste modo, a correlação entre a alcalinidade e condutividade elétrica para a área investigada indica que a água subterrânea está sofrendo influência de soluções e que tem como resultado variações nos parâmetros condutividade elétrica e alcalinidade. Com isso, é possível inferir que a solução que tem causado estas alterações é proveniente da presença do lixiviado, que está se deslocando a partir

da massa de resíduos aterrada a montante, como uma pluma de contaminação e por tanto não se refere a uma variação hidrogeológica, conforme cita Kney e Brandes (2007).

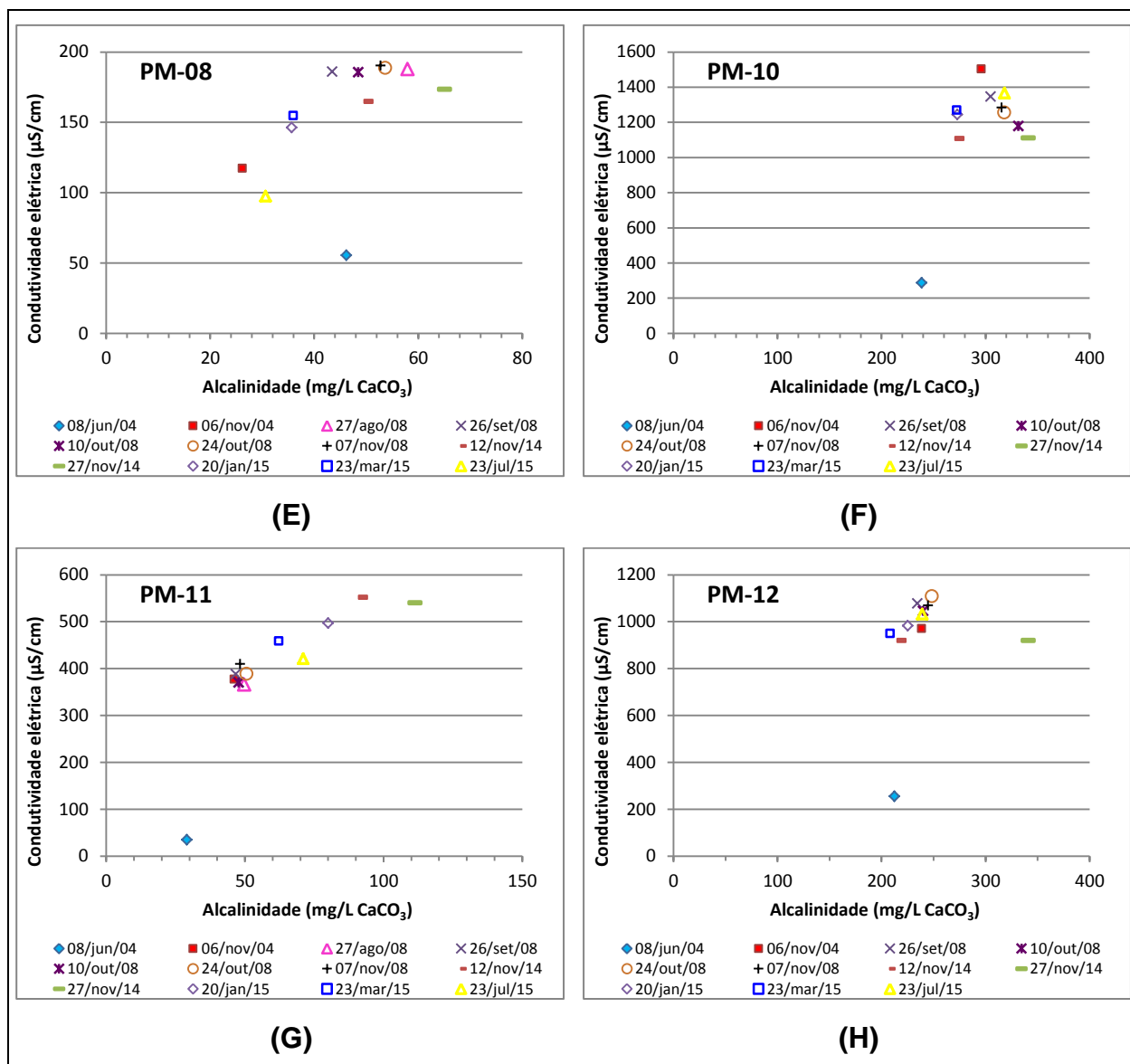
Nas Figuras 15 e 16 são apresentados os resultados individualizados para cada poço de monitoramento mostrando a relação entre a condutividade elétrica e a alcalinidade total, obtidos para as análises das amostras de água subterrânea, nas datas das coletas.

**Figura 15** – Variação da condutividade elétrica em função da Alcalinidade nos poços PM-02 (A), PM-03 (B), PM-04 (C) e PM-05 (D)



Fonte: a própria autora

**Figura 16** – Variação da condutividade elétrica em função da Alcalinidade nos poços PM-08 (E), PM-10 (F), PM-11 (G) e PM-12 (H)

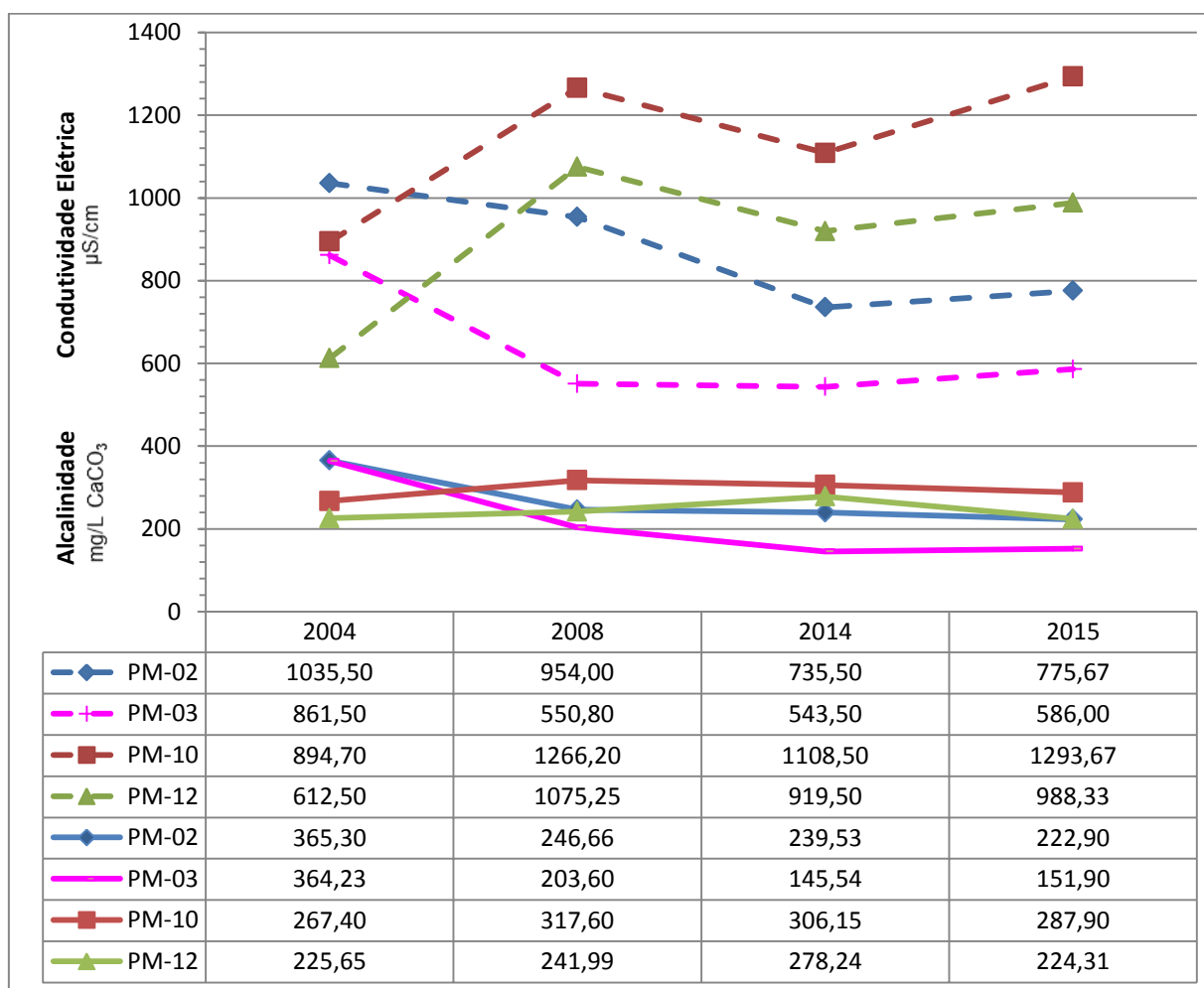


Fonte: a própria autora

Comparando os resultados observados, com o estudo de geofísica realizado em 2003 (Figura 9), a resistividade aparente indicou uma pluma de contaminação abrangendo principalmente os poços PM-02, PM-10 e PM-12, estando em maior concentração no PM-02 e seguidos respectivamente pelo PM-10 e PM-12, que estão sequencialmente na direção do fluxo, além do poço PM-03, que está situado muito próximo ao local de aterramento dos resíduos, sendo propício a apresentar contaminação por lixiviado, como também evidenciado anteriormente pelo estudo de geofísica de superfície.

Neste estudo, os resultados dos parâmetros monitorados e a correlação dos parâmetros condutividade elétrica e alcalinidade, contribuíram e atestaram o resultado obtido em 2003 no estudo de geofísica. Porém, verifica-se com o passar do tempo, um aumento nas concentrações de alcalinidade e condutividade elétrica nos poços PM-10 e PM-12, que estão situados no caminho preferencial do fluxo subterrâneo, enquanto há um significativo decréscimo no PM-02 e no PM-03. Na Figura 17 é apresentada a média obtida nos anos de 2004, 2008, 2014 e 2015, dos parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica, nos poços PM-02, PM-03, PM-10 e PM-12, que apresentam maior influência da pluma de contaminação.

**Figura 17** - Análise das médias anuais dos parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica nos poços PM-02, PM-03, PM-10 e PM-12



Fonte: a própria autora

Segundo Gastaldini e Mendonça (2003) a condutividade elétrica nas águas subterrâneas, de acordo com as características da água da chuva e a litologia local,

podem variar de 10 a 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para águas naturais. Concomitantemente, lixiviados de aterros antigos podem apresentar valores muito elevados de condutividade, entre 6200 e 34000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e alcalinidade, entre 3540 e 26200  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$  (TATSI e ZOUBOULIS, 2002).

Deste modo, os resultados observados, aliados aos aspectos histórico e topográfico da área, demonstram a migração da pluma de contaminante, que aparentemente está em maior concentração no PM-10 seguido pelo poço PM-12.

Conforme já relatado, em 2001 e 2010, o local de estudo passou por adequações, incluindo obras associadas tanto ao remanejamento, compactação, confinamento e cobertura da massa de resíduos, além da construção de galerias de águas pluviais, drenos de gases e de lixiviado. A cobertura da massa de resíduos e a construção de galerias de águas pluviais, se adequadas, reduzem a infiltração da água da chuva, o que resulta em menores quantidades de lixiviados gerados. Este pode ser um dos fatores que resultaram na diminuição ao longo do tempo da concentração da pluma no PM-02 e no PM-03. A instalação de drenos, por sua vez, permite a coleta do lixiviado gerado, portanto, é esperado que após sua instalação, o lixiviado seja devidamente drenado, e não ocasione contaminação do solo e do aquífero freático. Assim, observando a média anual dos resultados obtidos (Figura 17), pode-se observar uma diminuição na condutividade elétrica e alcalinidade para o poço PM-02 e PM-03, indicando que de fato, houve diminuição nas concentrações dos parâmetros monitorados. Esta melhoria principalmente para esses poços (PM-02 e PM-03), que se encontram mais próximo da massa de resíduos e com maior tendência à contaminação, indica que as adequações da área de disposição de resíduos auxiliaram na contenção, ou pelo menos redução, de novas frentes de contaminação a partir da massa de resíduos.

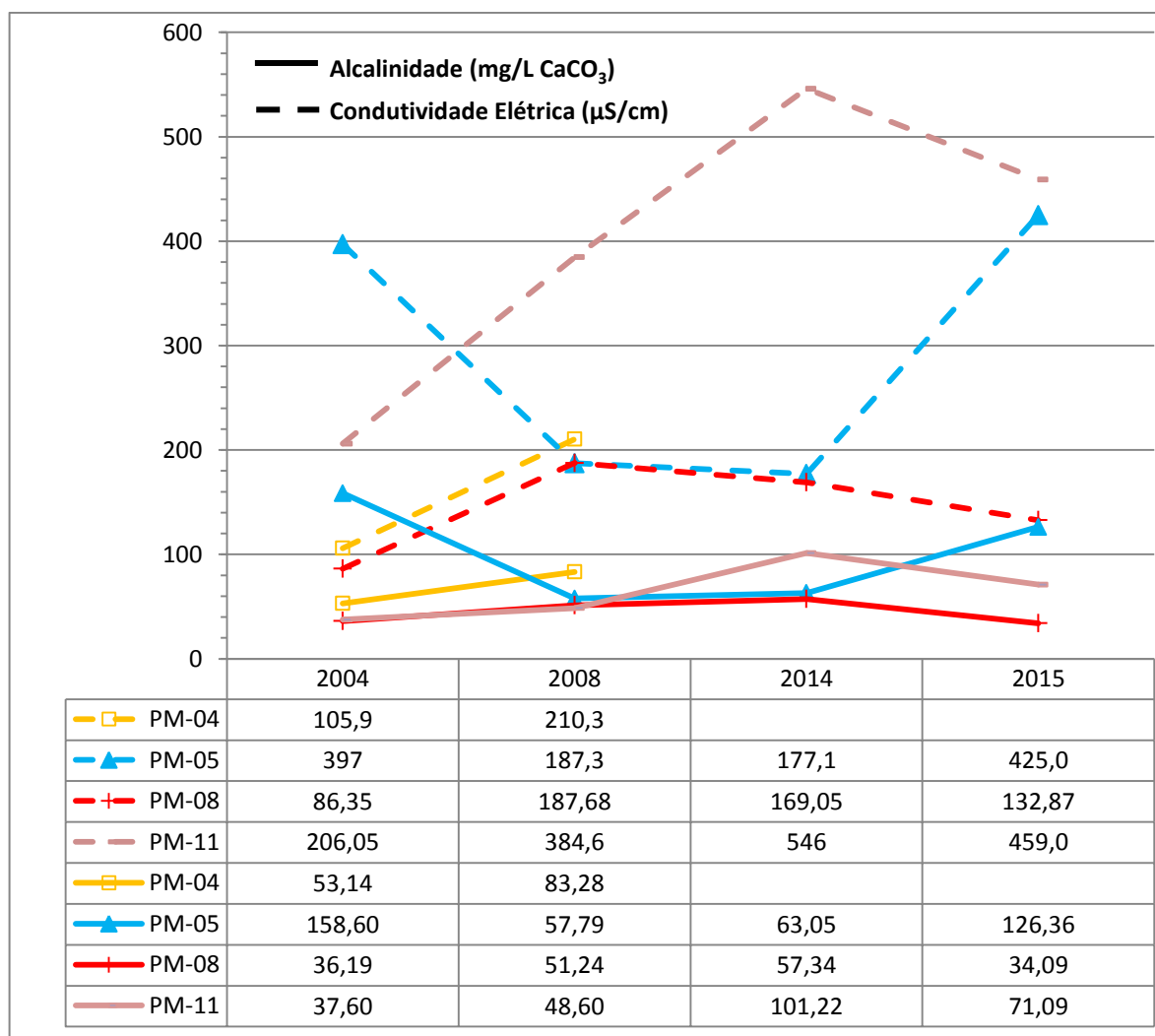
Além das questões citadas, as atividades no aterro foram definitivamente encerradas em 2012, desde este período acredita-se que o aterro tenha uma produção reduzida de lixiviado, uma vez que foram feitas as readequações básicas em 2010, restando apenas o remanescente da massa de resíduos aterrada, em fase metanogênica de decomposição.

Autores como Al-Muzaini et al (1995) e Kjeldsen et al.(2002) relatam que mesmo após encerradas as atividades do aterro, ou seja, quando o mesmo passa a não receber mais resíduos sólidos, a produção de lixiviado permanece ativa por

cerca de 50 anos, contudo, torna-se reduzida, restando apenas a parcela recalcitrante.

Na Figura 18 são apresentadas as médias anuais dos resultados para os poços de monitoramento situados em áreas de menor influência da contaminação, com base nos resultados obtidos, e nas próprias características locais, evidenciados na Figura 7. É possível observar a correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica, e ainda, o quão baixo estes parâmetros estão comparados aos PMs 02, 03, 10 e 12, principalmente, no caso dos PMs 04 e 08, que encontram-se em cotas superiores aos demais poços, apresentando valores próximos ao branco amostral (Figura 17).

**Figura 18** - Análise das médias anuais dos parâmetros alcalinidade e condutividade elétrica nos poços PM-04, PM-05, PM-08 e PM-11

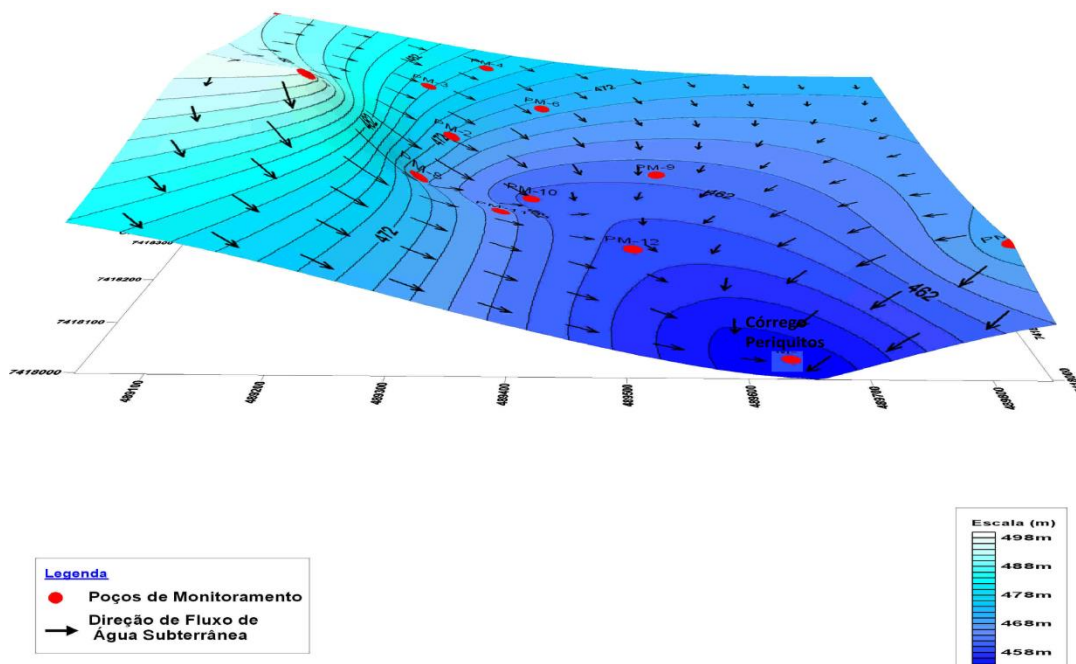


Fonte: a própria autora

Com relação a topografia, o sentido do fluxo subterrâneo acompanha o relevo local, em direção ao Córrego Periquitos, a jusante do PM-12 (Figura 19).

Para esta área, conforme Teixeira (2008) na primeira camada, até 7 m de profundidade, o solo classificado como laterítico, é bem drenado, com alto teor de argila e elevado volume de vazios, este último pode auxiliar na percolação do líquido pelo solo.

**Figura 19** - Bloco Diagrama da superfície potenciométrica da água subterrânea na área do depósito de RSU de Londrina



Fonte: Adaptado de Teixeira, 2008

Assim, a pluma de contaminação já evidenciada em 2003 continua se deslocando, possivelmente pelo fenômeno de advecção, conforme a velocidade do fluxo subterrâneo pelo solo, cabendo ainda fenômenos como dispersão, diluição e possíveis trocas de compostos com o solo, que não são focos deste estudo.

De acordo com Christesen, et al., 2001, Kjeldsen, et al., 2002, por meio da idade do aterro é possível compreender os principais compostos resultantes da biodegradação. Para o aterro em questão, em fase metanogênica, são esperados compostos de difícil biodegradação além de elementos inorgânicos como cloretos e íons metálicos, esses elementos são os principais causadores de aumentos na condutividade elétrica de águas subterrâneas, conforme foi obtido nos resultados das análises da água dos poços de monitoramento na área em questão. Isto reforça

a hipótese da contaminação da água subterrânea da área pelo lixiviado do aterro e permite concluir que os parâmetros condutividade elétrica e alcalinidade podem ser utilizados como indicadores de tais contaminações.

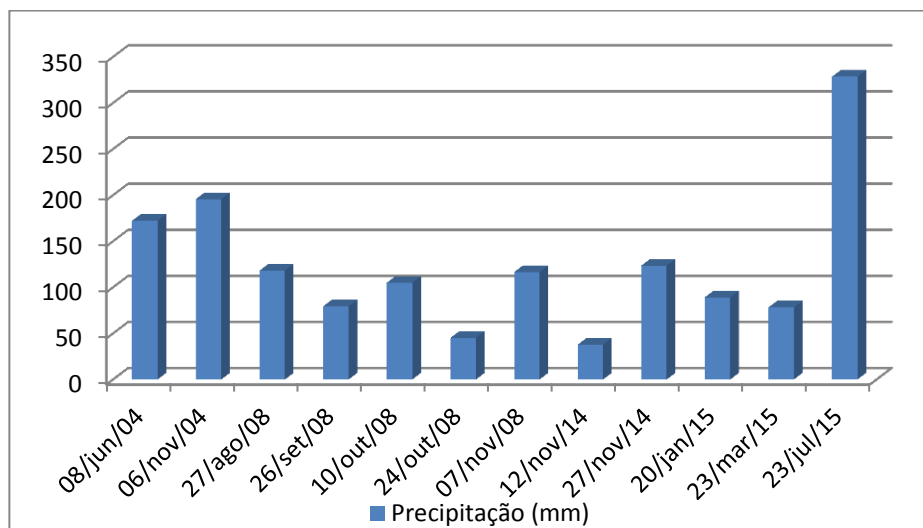
Outro aspecto que deve ser levado em consideração, sobre a correlação entre os parâmetros condutividade elétrica e alcalinidade, são os fatores externos como a precipitação pluviométrica, que podem causar alterações nas concentrações de contaminantes na solução do solo (CLEARLY,1984). Isto porque, a passagem da água pela massa de resíduos aumenta o volume de lixiviado gerado e pode influenciar na diluição ou carreamento dos poluentes.

Monteiro e Mansur (2006) observaram que o volume de lixiviado gerado em aterros sanitários sofre influência da sazonalidade e de fatores climáticos como temperatura ambiente, precipitação pluviométrica e evapotranspiração.

Costa (2007) em seu estudo avaliou a influência das precipitações atmosféricas na contaminação do lençol freático por lixiviado na área do aterro do Limoeiro. Segundo o autor, períodos de estiagem são críticos para as contaminações pontuais, uma vez que o fluxo dos contaminantes se reduz ao limite e não há infiltração de águas na massa de resíduos, refletindo diretamente nos corpos receptores, que também tem diminuída a sua vazão, ocasionando aumento da concentração destes contaminantes nestes locais. Este fato foi verificado pelo autor no córrego dos Periquitos, localizado a jusante do PM-12.

Na Figura 20 são apresentados os valores de precipitação pluviométrica em um período de 20 dias antecedentes às coletas.

**Figura 20** - Precipitação pluviométrica acumulada nos 20 dias antecedentes à coleta



Fonte: Adaptado de IAPAR<sup>4</sup> (2015)

Analisando os valores das precipitações acumuladas nos 20 dias antecedentes as campanhas de amostragem (Figura 20), observa-se que a menor altura pluviométrica registrada foi durante na campanha de 12 de novembro de 2014 (37,8 mm), neste período foi observado valores inferiores à média para todos os poços, exceto para o PM-11, que apresentou uma elevação nos valores. Os resultados mostraram também que para a última campanha, realizada em 23 de julho de 2015 a precipitação pluviométrica nos últimos 20 dias antecedentes à coleta foi a maior observada durante todo o estudo (328,5 mm). Este resultado refletiu principalmente na condutividade elétrica observada no PM-03 e PM-05 que aumentou substancialmente.

Assim, uma possível explicação para aumento da condutividade elétrica no PM-03 e PM-05 é a proximidade com a massa de resíduos que com o grande volume de precipitação promoveu a percolação do lixiviado pelo solo até os poços de monitoramento. Há também a possibilidade remota de que os sais remanescentes encontravam-se acumulados nos vazios do solo na forma de precipitados, próximos à superfície, e ou de que o aumento do nível do lençol freático alcançou uma faixa de solo com concentração mais elevada de sais solúveis, embora, na pesquisa de Ferreira (2010) tenha sido verificado que em períodos chuvosos ocorre a diminuição das concentrações das diversas variáveis

<sup>4</sup> <http://www.iapar.br/>

físico-químicas do lixiviado, decorrentes principalmente da diluição causada pelos maiores volumes de água infiltrada.

Na interpretação de Costa (2007), a concentração dos sais solúveis em água subterrânea apresentam elevações nos valores com o aumento do nível do lençol freático, influenciados pelo carreamento de sais retidos em fissuras (nos vazios) do solo próximo à superfície do mesmo.

Conclusões acerca da influência da precipitação pluviométrica no lixiviado também são relatadas por Canziani e Cossu (1989), inferindo que situações mais críticas ocorrem em longos períodos de chuva leve. Segundo os autores chuvas de elevada intensidade, durante tempestades, resultam em uma rápida saturação do material de cobertura com conseqüente escoamento da chuva em excesso, levando a uma pequena infiltração de líquidos.

É oportuno lembrar que de acordo com Monteiro, Jucá e Rêgo (2001) a água decorrente da precipitação pluviométrica carrega consigo oxigênio dissolvido, permitindo que a concentração de microrganismos aeróbios aumente em períodos chuvosos, conseqüentemente intensificando a decomposição aeróbia da matéria orgânica. Ainda conforme os autores, essas alterações nas populações de microrganismos podem interferir na velocidade de degradação dos resíduos, mas não são suficientes para eliminar a predominância dos processos anaeróbios nas células de aterramento.

## 6.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS PARA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Os resultados obtidos nas análises de pH, condutividade elétrica, DQO, DBO, NKT, Nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em águas subsuperficiais coletadas nos poços de monitoramento são apresentados na Tabela 11.

**Tabela 11** - Resultados das análises físico-químicas para águas subterrâneas

Poços	Parâmetros (23/07/15)								
	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Cond. Elétrica (µS/cm)	pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	N. Org. (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)
<b>PM-02</b>	230,75	776,00	6,72	3	14	6,24	6,50	0,00	5,09
<b>PM-03</b>	211,24	686,00	6,95	<2	<2	4,57	19,49	0,00	0,86
<b>PM-05</b>	221,13	650,00	6,39	<2	<2	3,40	0,00	0,00	1,90
<b>PM-08</b>	30,62	97,50	5,87	<2	<2	-	-	0,00	3,02
<b>PM-10</b>	318,35	1366,00	6,55	-	<2	6,92	7,71	0,34	23,53
<b>PM-11</b>	71,06	421,00	5,83	<2	<2	-	-	0,00	2,07
<b>PM-12</b>	239,41	1032,00	6,47	<2	<2	1,34	0,00	0,00	5,86

n.d.: não detectado; (-) não analisado

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 11, é possível observar valores de pH um pouco abaixo de 7,0, porém, tendendo à neutralidade.

Entretanto, é importante ressaltar que de acordo com Christoni e Teixeira (2014) o solo da região de Londrina, apresenta pH levemente ácido, variando em uma escala de 5 a 6. Analisando os resultados obtidos nos poços PM-08 e PM-11, é possível inferir junto aos demais parâmetros estudados que ambos encontram-se próximos a esse valor, indicando que sofrem pouca ou nenhuma influência do lixiviado. Concomitantemente nos poços PM-02, PM-03, PM-05, PM10 e PM-12 o pH aproxima-se da neutralidade, sugerindo que a água subterrânea nesses poços, pode sofrer influência do lixiviado do aterro.

O resultado obtido no poço branco (Tabela 10), indica que o pH da água na área tende a acidez, 5,88.

Este resultado foi constatado também na pesquisa realizada por Costa (2007). Ao estudar a água subterrânea na área do aterro do Limoeiro, o autor analisou um poço fora da área de influência do lixiviado, e obteve valores de pH baixos para a água subterrânea (5,4), mais uma vez, reforçando a hipótese de contaminação por lixiviado na área adjacente ao depósito de resíduos sólidos. Justificando que a água na região apresenta pH abaixo da neutralidade, enquanto a água contaminada por lixiviado tem o pH alterado, apresentando-se próximo à neutralidade.

Souto (2009) destaca que após o encerramento do aterro, o lixiviado tende a valores de pH em torno de 7 com concentrações relativamente baixas de compostos

orgânicos e inorgânicos. Como a massa de resíduo é finita, a longo prazo é esperada a redução na concentração dos diversos componentes, ocorrendo a conversão lenta dos materiais orgânicos em substâncias húmicas que podem formar complexos com metais.

Na avaliação do parâmetro condutividade elétrica, foram observados valores elevados principalmente nos poços: PM-02, PM-10 e PM-12. Sabendo-se que este parâmetro indica a presença de íons dissolvidos, pode-se afirmar que nestes poços a água subterrânea está sofrendo influência do lixiviado, corroborando para os resultados levantados pelos estudos de geofísica em 2003 e a avaliação da correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica.

Outro ponto importante que deve ser levado em consideração para o parâmetro condutividade elétrica é a concentração observada para o lixiviado bruto. A diferença entre o valor obtido para lixiviado bruto e o seu resultado em água subterrânea, indica a presença do solo como um meio que retém contaminações, contudo, é importante considerar que a solução sofreu diluição também. É sabido que diversos mecanismos podem fazer com que o solo retenha íons, cabe citar a sorção, e a adsorção. Uma vez que o solo de Londrina apresenta características que favorecem estes fenômenos, é possível supor que parte dos contaminantes tenha ficado retida no solo.

Nesse aspecto os estudos de Teixeira (2008) e Teixeira et al. (2010) vem ao encontro dos resultados obtidos. Segundo os mesmos, no aterro do Limoeiro, a passagem do lixiviado no solo não afetou as características: físicas (granulometria, massa específica do solo, massa específica dos sólidos e índices de vazios), mineralógicas e morfológicas dos minerais, no entanto, os estudos constataram impregnações nos vazios do solo, que afetaram a cor deste, deixando-o mais escuro e com odor de matéria orgânica em decomposição, principalmente nos locais próximos aos poços mais atingidos pelo lixiviado.

Aferindo o resultado obtido no poço branco (43,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), considerado não contaminado, alerta-se para os baixos valores de condutividade elétrica que os demais poços deveriam apresentar. Este resultado enfatiza as evidências de contaminação por lixiviado e a presença de íons dissolvidos em água subsuperficial, delineados também nos estudo de geofísica realizado em 2003, e fortalece a suspeita de que os poços PM-08 e PM-11, estejam sofrendo pouca ou nenhuma

contaminação, principalmente devido a sua posição, uma vez que estão fora da pluma de contaminação, exceto em período de elevadas precipitações.

Os parâmetros DBO e DQO estão associados à presença de matéria orgânica na água. Conforme discutido, por se tratar de um aterro antigo, é esperado que toda a matéria orgânica de fácil biodegradação já tenha sido consumida. Este fato é confirmado com os resultados das análises, que indicam apenas no PM-02 um mínimo residual de matéria orgânica biodegradável.

A DBO diminui porque os ácidos voláteis e outros compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, que são responsáveis pelos valores elevados de DBO na fase ácida, devido à idade do aterro já foram consumidos e convertidos em gases dentro do próprio aterro. Como os compostos que geram DBO também são oxidados no ensaio de DQO, esta última também diminui. Entretanto, parte da DQO é dada pelos ácidos húmicos e fúlvicos, os quais não são biodegradáveis na velocidade necessária para contribuir para a medida de DBO (SOUTO, 2009). Íons inorgânicos que contribuem para a DQO, como os cátions ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ) e manganosos ( $\text{Mn}^{2+}$ ) e o cloreto, podem continuar presentes no lixiviado. Dessa forma, a DQO diminui proporcionalmente menos que a DBO, o que leva à queda na razão DBO/DQO (SILVA, 2009).

Esta redução na razão DBO/DQO observada, sugere uma mudança na biodegradabilidade do lixiviado com passar do tempo. Para aterros novos, a proporção é por volta de 0,5 a 0,8 enquanto que para aterro antigos pode atingir valores em torno de 0,1. Como o aterro do Limoeiro é considerado velho, os resultados apontam para uma baixa relação DBO/DQO.

Fenelon (2011) atesta que a razão para a baixa biodegradabilidade no aterro velho pode ser devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos. As substâncias húmicas são caracterizadas pela heterogeneidade em termos de composição, função química e massa molecular. Essas substâncias podem ser derivadas de qualquer tipo de material orgânico, estão naturalmente misturadas com os compostos orgânicos por toda a natureza e são recalcitrantes, ou seja, de difícil degradação.

Com base na Tabela 11 constata-se que houve baixa concentração de nitrito enquanto a concentração de nitrato foi elevada nos poços PM-02, PM-10 e PM-12. Este resultado pode estar associado ao ciclo do nitrogênio. Para que ocorra o processo de conversão de N-amoniacal, do qual o lixiviado possui elevadas

concentrações, para nitrito e, na sequência, para nitrato é necessário que o meio disponha de bactérias nitrificantes e oxigênio. Segundo Teixeira (2008) o solo na área, até 7 m de profundidade, apresenta elevada quantidade de vazios, o que favorece a aeração do solo e, conseqüentemente, a transformação de N-amoniaco para nitrato ao longo de seu deslocamento. Com base na sequência de transformação do nitrogênio é possível observar que nos poços PM-02, PM-10 e PM-12 pode ter havido contaminação de lixiviado, confirmando os resultados obtidos no estudo de geofísica, caracterizações do solo e a correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica.

No poço PM-03, observou-se elevada concentração de N-amoniaco em relação aos demais poços, este resultado pode ter sido favorecido pela proximidade entre o poço e a massa de resíduos aterrada, indicando que se trata de uma contaminação mais recente, e como a distância entre a massa de resíduos e o poço é relativamente curta, mesmo dispondo de oxigênio no solo, o N-amoniaco não foi convertido a nitrato. Neste poço o N-orgânico também foi detectado, este resultado pode ainda estar associado a estagnação do lixiviado no poço.

Os valores de N-orgânico mostraram-se mais elevados nos poços PM-02 e PM-10 os quais se suspeita de contaminação. Por ser um aterro antigo o lixiviado, apresenta baixa concentração de N-orgânico, uma vez que a tendência é que o mesmo seja amonificado.

Kurniawan et al.(2006), afirmam que o nitrogênio amoniaco é resultado do processo de amonificação que ocorre durante a degradação da matéria orgânica. Em lixiviados de aterros mais antigos a concentração de nitrogênio amoniaco tende a variar de 2000 a 5000 mg/L.

Outro aspecto importante que deve ser elencado é o fato do nitrato ser extremamente solúvel na água, o que facilita sua mobilidade, contaminando um aquífero a longa distância, devido a sua persistência e deslocamento (FREEZE & CHERRY, 1979).

As atividades agrícolas e operações que perturbam o solo tendem a aumentar a oxidação de nitrogênio no solo, que, juntamente com fertilizantes contendo nitrato como componente poderá ser facilmente lixiviado para a água subterrânea. A montante do PM-10 foi verificado cultivo de milho, não há relatos quanto ao tipo de fertilizante químico utilizado, no entanto, parte do nitrato pode ser decorrente desta agricultura.

## 7 CONCLUSÕES

Analisando os resultados obtidos nas correlações entre alcalinidade e condutividade elétrica para as águas subterrâneas da área do aterro foi possível observar um deslocamento da pluma do poço PM-02 para o PM-10 e PM-12, estando, atualmente, em maior concentração no PM-10. Este resultado é compatível com o obtido em 2003, no estudo de geofísica, que indicava esse caminhamento da pluma. Contudo, sabendo das obras de melhorias que foram realizadas em 2001 e 2010 no local de estudo, e com os resultados das análises físico-químicas, é possível afirmar que houve uma significativa diminuição na concentração do lixiviado nos poços próximos ao local em que se encontra a massa de resíduos.

Da mesma forma, os valores obtidos pelas análises físico-químicas corroboraram para indicação de que a água subterrânea encontra-se contaminada por uma pluma de lixiviado, principalmente quando esses valores são comparados aos resultados do poço branco, que indicaram valores de alcalinidade e condutividade elétrica, baixos para o aquífero estudado.

Assim, a correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica, pode ser utilizada como um indicador confiável na detecção de águas subterrâneas contaminadas por lixiviado, sendo ainda, uma ferramenta de fácil aplicabilidade e menor custo.

Recomenda-se a continuidade dos monitoramentos, analisando períodos chuvosos e secos, no intuito de confirmar com maior precisão os resultados obtidos nesta pesquisa, e aprimorar o método de correlação entre alcalinidade e condutividade elétrica na identificação de contaminação por lixiviado de resíduos sólidos.

## REFERENCIAS

**ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais.** Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. 2012. Disponível em: <[http://www.abrelpe.org.br/panorama\\_apresentacao.cfm](http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm)>,. Acesso em 15 mar. 2014.

AL-MUZAINI, S.; BEG, M. U.; MUSLMANI, K. Characterization of landfill leachates at waste disposal site in Kuwait. **Environmental International**. v. 21, n. 4, p. 399-405, 1995.

ALVES, C. F. C. **Geoquímica das águas subterrâneas de um aterro de resíduos sólidos em Araras, SP.** 2012. 102 f. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20th. ed.. Washington, 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8419, Apresentação de projetos de aterro sanitários de resíduos sólidos urbanos,** Rio de Janeiro, 1984.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004:2004. Resíduos Sólidos - Classificação.** Rio de Janeiro, ABNT, 2004.

BEAR, J. **Dynamics of fluids in porous media.** New York: Dover Publications, 1972, 764 p.

BEDIENT, P. B.; RIF AI, H. S.; NEWELL, C. J. . **Ground Water Contamination: Transport and Remediation.** Prentice-Hall PTR, NEW JERSEY, 1994.

BELTRÃO, K. G. Q. B. **Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado.** 2006. 168 f. Tese (Doutorado em Tecnologia e Geociências) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2002, 336 p.

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

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Disponível em:<  
<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>> Acesso em 04 abr. 2014.

BRASIL. **Lei nº. 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Disponível em:  
<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm)>. Acesso em: 24 de abr. de 2014.

CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R. Simulação computacional de transporte de poluentes em água subterrânea. **In.:** V Conferência sobre Recursos Hídricos. 2007.

CAMPOS, A. C. Fim dos lixões até 2014 é tema da Conferência Nacional do Meio Ambiente. **Agência Brasil**. Disponível em: <  
<http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2013-10-20/fim-dos-lixoes-ate-2014-e-tema-da-conferencia-nacional-do-meio-ambiente>>. Acesso em: 15 mar. 2014.

CANZIANI, R.; COSSU, R. Landfill hydrology and leachate production. In: Chrisensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press, p.185-212. London, 1989.

CELLIGOI, A. **Recursos hídricos subterrâneos de formação serra geral em Londrina – PR**. 1993. 96 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

CETESB: Água subterrânea e poços tubulares; tradução da primeira edição do original norteamericano publicado pela JOHNSON Division, UOP, Inc., Saint Paul, Minnesota. 3 ed. Ver. São Paulo, CETESB, 1978. p. ilustr.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. In: \_\_\_\_\_. **Basic biochemical processes in landfills**. New York: Academic Press, 1989. p.29-49

CHRISTENSEN, J. B.; JENSEN, D. L.; GRON, C.; FILIP Z. Z.; CHRISTENSEN, T. H. Characterization of dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. **Water Research**, v. 32, p. 125-135, 1998.

CHRISTENSEN, T.; KJELDSEN, P.; BJERG P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes: review. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, 2001. Disponível em: <<http://geoweb.tamu.edu/Faculty/Herbert/geol420/docs/BGCLandfillLeachate.pdf>>. Acesso em 14 jul 2014.

CHRISTONI, A. R. F.; TEIXEIRA, R. S, Fundação Araucária. **Estudo das Características Químicas e Mineralógicas do Perfil de Solo Laterítico e Residual Típico da Cidade de Londrina/Pr.** Londrina: EAIC, 2014, p. 22.

CLEARLY, R. W.; MILLER, D. W. Aspectos fundamentais e monitoramento de água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, Fortaleza, 2-6 Set. 1984.

COSTA, J. S. **Avaliação da Contaminação por Metais Solúveis e Metais Pesados de uma Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos com o Acompanhamento da Pluma de Contaminação sob a Influência das Estações de Chuvas.** 2007. 74f. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2007.

CMTU - Companhia Municipal de Trânsito e Urbanização de Londrina. Disponível em: <<http://www.cmtuld.com.br/index.php/diretoria-de-operacoes/limpeza-publica>>. Acesso em 13 jan 2014.

ERSKINE, A. Transport of ammonium in aquifers: retardation and degradation. **Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology**, v. 33, p. 161-170, 2000.

DONOHUE, S.; MCCARTHY, V.; RAFFERTY, P.; ORR, A.; FLYNN, R. Geophysical and hydrogeological characterisation of the impacts of on-site wastewater treatment discharge to groundwater in a poorly productive bedrock aquifer.. **Science of the Total Environment**, v.52, p. 109–119, 2015.

EHRIG, H. J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management & Research**, v. 1, n. 1, p. 53-68, 1988.

ELIS, V. R. Geofísica Aplicada à Caracterização de Áreas de Disposição de Resíduos. In: III Workshop de Geofísica Aplicada à Engenharia e Meio Ambiente. São Paulo. p. 63- 75, 2003.

FENELON, F. R. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural em sistema controlado**. 2011. 125 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de PósGraduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, SC, 2011.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P.; ANDREOLI, C. V.; CELIGOI, A.; ROCHA, G. C. Análise do impacto causado no meio físico pelo vazadouro de resíduos sólidos de Londrina e medidas mitigadoras propostas. **Seminário: Ciências Exatas/Tecnológicas**, Londrina, v.16, n.4, p.574-580, 1995.

FERNANDES, F.; COSTA, R. H. R; GOMES, L. P.; FERRERA, J.A.; BEAL, L. L.; CASTILHO JÚNIOR, A. B.; SILVA, S. M. C. P.; CAMPOS, J. C.; LOPES, D. D.; BOF, R. D.; SILVA, J. D. **Tratamento biológico de lixiviados de resíduos sólidos urbanos**. Florianópolis: PROSAB, 2006.

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology**. 2 ed. Prentice Hall: New Jersey.1999.

FERREIRA, A. G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos – SP por meio da caracterização físico-química**. 2010, 134 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2010.

FLORENTINO, A. O.; VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M. **Roteiros de aulas práticas: disciplina de química geral**. Botucatu, SP:Unesp Botucatu, 2013

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater Contamination**. New Jersey: Prentice Hall, 1979. 604 p.

FURLAN, F. B. **Proposta de um sistema de gerenciamento de dados do meio físico para avaliação e monitoramento ambiental de áreas contaminadas**. 2005. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2005.

GALHARDO L. G. **Correlação dos valores de alcalinidade e condutividade das águas subterrâneas da área adjacente ao aterro de resíduos sólidos de Londrina**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

GALLAS, J. D. F.; TAIOLI, F.; SILVA, S. M. C .P.; CELHO, O. G. W.; PAIM, P. S. G. Contaminação por chumbo e sua detecção por resistividade. **Revista Brasileira de Geofísica**, v.23, n.1, p.51-59, 2005.

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F.. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: Paiva, J.B.D., Paiva, E.M.C.D. (Eds.), Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. ABRH, Porto Alegre, 2003.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T. ; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. Resíduos sólidos: gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção , geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários In: \_\_\_\_\_. **Processos e monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: ABES, PROSAB, 2006. Cap 3, p.65-108.

HEATH, R. C. **Hidrologia Básica de Água Subterrânea**. North Carolina: U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2220, 1983.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2002.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2008.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. **Manual de Gerenciamento Integrado. Lixo Municipal**: 2. ed. São Paulo: 2000.

JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. **Water Research**, v. 33, n. 9, p. 2139-2147, 1999.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KJELDSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. Composition of leachate from old landfills in Denmark. **Waste Management & Research**, n. 19, p. 249-256, 2001.

KNEY, A. D.; BRANDES, D. A. graphical screening method for assessing stream water quality using specific conductivity and alkalinity data. **Journal of Environmental Management**, v. 82, p. 519–528, 2007.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. v. B129, p. 80-100, 2006.

LEITE, C. M. B.; BERNARDES, R. S.; OLIVEIRA, S. A. Método Walkley-Black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.8, n.1, p.111-115, 2004.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. 3 ed. rev. aum. São Paulo: Hemus, 1995.

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 e Londrina (PR e Brazil), **Journal of Environmental Management**, n.113, p. 481 – 487, 2012.

LOPES, D. D.; SILVA, S M C. P.; FERNANDES, F.; CELLIGOI, A.; DALL'ANTONIA, L. H.; TEIXEIRA, R. S. Avaliação da qualidade das águas subterrâneas e superficiais das adjacências do aterro controlado de RSU de Londrina/PR In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007, São Paulo/SP. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. , 2007. p.01 – 13.

LOPES, M. G. A.; CONDE, M. C. O aterro sanitário como bioreactor: desafios geotécnicos. **Geotecnia**. v. 114, p. 47-70, 2008.

MARINGONDA, A. **Remoção de Nitrogênio de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos Empregando Sistema de Lodos Ativado, Composto por Reator Anóxico e Aeróbio em Série**. 2008. 136 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

MELLOR, G. L. **User Guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model**. Princeton University. Princeton. 2004.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2.ed. Porto Alegre: Gênese, 2004.

MIGUEL, M. G.; BELINCANTA, A.; BRANCO, C. J. M. C.; PINESE, J. P. P.; TEIXEIRA, R. S. Caracterização geotécnica do subsolo da cidade de Londrina/PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL, 10., 2002, Ouro Preto. Ouro Preto: ABGE, 2002.

MONTEIRO, J. H. P.; MANSUR, G. L. **Manual de gestão integrada de resíduos sólidos municipais em cidades da América Latina y el Caribe**. Rio de Janeiro. IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2006.264p.

MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T.; RÊGO, C. C. (2001) Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muriceba. **In:** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa, PB.

MONTENEGRO, A. **Estudo da circulação forçada por ventos e marés na Baía de Todos os Santos e Plataforma Continental Adjacente. Simulações com modelo oceânico da Universidade de Princeton (POM)**. Dissertação (Mestrado)- Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 1999.

PAGLIUSO, J. D.; REGATTIERI, C. R. Estudo do Aproveitamento da Energia o biogás Proveniente da Incineração do Chorume para a Geração de leticidade. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 16. p. 32-38, 2008.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Hazardous Waste Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, 1985. 165 p. (U.S. EPA Cooperative Agreement CR-809997, Georgia Tech Project nº E-20-G01).

POHLAND, F. G.; KANG, S. J. . **Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment**. Aiche Symposium Series. vl. 71, n. 145, pp. 308-318, 1971.

RAHIM, B. E. A.; YUSOFF, I.; SAMSUDIN, W. Z. W.; YAACOB, A. G. M; R. Deterioration of groundwater quality in the vicinity of an active open-tipping site in West Malaysia. **Hydrogeology Journal**, v.18, p. 997–1006, 2010.

REES, J. F. The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 30, p. 161-175, 1980.

SANTOS, P. S. **Tecnologia de argilas**. v. 1 Fundamentos. São Paulo: Edgard Blucher, 1975, 340 p.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Baurú. **In:** XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre. dez., 2000.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; DE BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos. **In:** III Fórum de Estudos Contábeis. Faculdades Integradas Claretianas. Rio Claro/SP. 2003.

SILVA, F. B. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2009. 117 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, J. M. **Parâmetros De Fácil Detecção Da Percolação De Lixiviado De Resíduos Sólidos Urbanos Em Águas Subterrâneas**. 2010. 56 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

SPITZ K.; MORENO J. **A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling**, John Wiley and Sons, New York. 1996

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Minas Gerais: Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitário e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. 2009. 371 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I. . A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Adv. Environ. Res.**, v.6, p. 207-219, 2002..

TAVARES, B. F. D. **Tratamento de chorume: Análise dos efluentes da evaporação forçada**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro RJ, 2011.

TCE – TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO. **Relatório de auditoria operacional de licenciamento e fiscalização das áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos no Paraná**. Disponível em: <  
<http://www1.tce.pr.gov.br/conteudo/auditoria-operacional-meio-ambiente/208/area/245>>. Acesso em 15 mar. 2014.

TEIXEIRA, R. S. **Caracterização e avaliação da contaminação do solo laterítico da área do depósito de resíduos sólidos urbanos de Londrina por metais pesados**. 2008. 253 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

TEIXEIRA, R. S.; CAMBIER, P.; DIAS, R. D.; PINESE, J. P. P.; JAULIN-SOUBELET, A. Mobility of potentially harmful metals in latosols impacted by the municipal solid waste deposit of Londrina, Brazil. *Applied Geochemistry*, v. 25, p. 1-15, 2010.

TEIXEIRA, R. S.; LOPES, D. D.; SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; CELLIGOI A.; DALL`ANTÔNIA L. H. Investigação preliminar da área de disposição de resíduos sólidos do Município de Londrina - PR **In: XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**, 2006, Curitiba.

TEIXEIRA, R. S.; PINESE, J. P. P. Potencial de utilização do estrato superior do solo laterítico da cidade de Londrina Estado do Paraná, como material e apoio de aterros sanitários. **Acta Scientiarum. Technology**. v.28, p.85 – 92, 2006.

TEIXEIRA, R. S.; LOPES, D. D.; SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; DALL'ANTONIA, L. H.; DIAS, R. D. Monitoramento Preliminar da Contaminação por Metais Pesados da Área de Disposição de Resíduos Sólidos da Cidade de Londrina, Brasil. **In: VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e V Simpósio Brasileiro de Geossintéticos**. , v.01. p.01 – 08, 2007.

THAMBAVANI, S.; MAGESWARI U. T. S. R. Application of Multivariate Linear Regression and Neural Network in the Assessment of Groundwater Quality. *International Journal of ChemTech Research*. v. 8, n.3, p. 1282-1289, 2015.

TRIANAFILIS J.; ROE J. A. E.; MONTEIRO SANTOS F. A. Detecting a leachate plume in an aeolian sand landscape using a DUALEM-421 induction probe to measure electrical conductivity followed by inversion modeling. **Soil Use and Management**, , v. 27, p. 357–366, 2011.

VELOZO, R. **Caracterização geológico-geotécnica do lixão desativado de São Carlos-SP, com auxílio da geofísica**. 2006. 177f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.