

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

IZADORA DE OLIVEIRA SOARES
VANESSA MANICA

**CARACTERIZAÇÃO DE SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA DE
ÁREA AFETADA POR PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO
NO SUDOESTE DO PARANÁ**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

FRANCISCO BELTRÃO
2016

IZADORA DE OLIVEIRA SOARES
VANESSA MANICA

**CARACTERIZAÇÃO DE SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA DE
ÁREA AFETADA POR PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO
NO SUDOESTE DO PARANÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como requisito para a
obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Ambiental pela Universidade
Tecnológica Federal do Paraná –
UTFPR, Câmpus Francisco Beltrão.
Orientadora: Prof. Dra. Michelle Milanez
França
Coorientadora: Prof. Msc. Priscila Soraia
da Conceição

FRANCISCO BELTRÃO
2016



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Francisco Beltrão



Curso de Engenharia Ambiental

TERMO DE APROVAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso – TCC2

**CARACTERIZAÇÃO DE SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA DE ÁREA AFETADA POR
PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO SUDOESTE DO PARANÁ**

por

Izadora de Oliveira Soares e Vanessa Manica

Trabalho de Conclusão de Curso 2 apresentado às 13 horas, do dia 20 de Dezembro de 2016, como requisito para aprovação da disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Francisco Beltrão. O candidato foi arguido pela Banca Avaliadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Avaliadora considerou o trabalho APROVADO.

Banca Avaliadora:

Marcelo Bortoli

Coordenador do Curso de Engenharia
Ambiental

Michelle Milanez França

Professora Orientadora

Elisete Guimarães

Membro da Banca

Priscila Soraia da Conceição

Professora Coorientadora

Denise Andréia Szymczak

Professor do TCC2

“A folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso.”

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter nos protegido e guiado até aqui.

Aos nossos pais, por todo amor, motivação e apoio ao longo desses anos. Por nos ensinarem a não desistir e por estarem sempre ao nosso lado.

À Prof. Dra. Michelle Milanez França, pela orientação, apoio durante toda a graduação, pelos ensinamentos e paciência.

À Prof. Msc. Priscila Soraia da Conceição, pela coorientação, ensinamentos às águas subterrâneas e pelas valiosas contribuições.

Aos nossos avós, por nos ensinarem a ter fé na vida, por acreditarem e por nos impulsionarem.

Aos irmãos, por se fazerem sempre presentes.

Aos nossos amigos de longa data, e aos amigos que fizemos durante esses anos de graduação, obrigada por cada momento que passamos juntos, pela amizade sincera e companheirismo.

Aos demais professores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Francisco Beltrão, por partilharem seus conhecimentos.

RESUMO

SOARES, Izadora O; MANICA, Vanessa. **Caracterização de solo e água subterrânea de área afetada por percolado de aterro sanitário no Sudoeste do Paraná.** 2016. 44f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Francisco Beltrão, 2016.

A contaminação dos solos e dos recursos hídricos são problemáticas ambientais, sendo eles elementos essenciais para todas as formas de vida. Um dos responsáveis pela contaminação destes recursos consiste na destinação incorreta de resíduos sólidos urbanos, tornando-se um potencial poluidor para o meio. O percolado é um contaminante oriundo dos resíduos sólidos, que pode infiltrar quando não há um sistema de disposição final do resíduo e correta impermeabilização do aterro sanitário. Dessa maneira, o presente trabalho objetivou comprovar a possível contaminação verificada pelo método geofísico, Tomografia Elétrica 2D, na circunvizinhança entre os aterros sanitários, qual permitiu identificar fortes indícios de que o subsolo se encontrava alterado, devido à alta condutividade elétrica apresentada. Foram realizadas investigações diretas de solo e água subterrânea nos quatro poços de monitoramento instalados na área em estudo. Para obter dados sobre o solo, foram realizadas análises de carbono orgânico total, granulometria, pH, condutividade elétrica e metais pesados. Os resultados de metais pesados no solo obtidos foram comparados com os valores de prevenção (VP) e investigação (VI), estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420 (CONAMA, 2009). Se tratando de água subterrânea, foram realizadas análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, metais pesados e coliformes termotolerantes. Os resultados obtidos foram comparados com o valor máximo permitido (VMP) estabelecidos na Resolução CONAMA nº 396 (CONAMA, 2008) para todos os usos preponderantes. Nos resultados das análises de solo, é possível observar através dos parâmetros pH e cobre, uma interferência direta proveniente de descarte irregular de resíduos sólidos. Em relação aos resultados de água subterrânea, pode-se observar que a DBO e DQO apresentaram significativos valores, estando relacionados ao percolado. De uma maneira geral, pode-se concluir que o solo e a água subterrânea apresentam indícios de contaminação.

Palavras-chave: Contaminação. Resíduos sólidos. Recursos hídricos.

ABSTRACT

The contamination of the soil and the water resources are environmental issues, given that they are crucial elements for every life form on earth. One habit that is responsible for the contamination of these resources is the improper destination of urban solid wastes, becoming a potential polluter for the environment. Leachate is a contaminant that comes from solid wastes, which is capable of infiltrating if there is no such thing as a system for final waste disposal and a correct soil sealing in the landfill. As a result, this present work aimed to prove the possible contamination verified for the geophysical method, 2D Electric Tomography, in the surroundings of the landfill, which allowed the identification of important evidences that the subsoil conditions were altered, due to the high electrical conductivity presented. Soil and subterranean water were investigated in all four monitoring sites installed in the possibly contaminated areas of the landfill that was being studied. In order to obtain data for the characterization of a possible soil contamination, Physical-Chemical analysis were made, determining the following parameters: total organic carbon, granulometry, pH, electrical conductivity and heavy metals. The results regarding heavy metals were obtained through the comparison with the prevention values (PV) and investigation (IV), established in the CONAMA n° 420 (CONAMA, 2009) Resolution. Regarding the subterranean water, Physical-Chemical and microbiological analysis were made, determining the following parameters: biochemical demand of oxygen (BOD), chemical demand of oxygen (COD), pH, electrical conductivity, total solids dissolved, heavy metals and thermotolerant coliforms, the results obtained were compared to the maximum value allowed (MVA) established in the CONAMA n° 396 (CONAMA, 2008) Resolution for all prevailing uses. The soil analysis results, it is possible to observe, through the parameters pH and copper, a direct interference from irregular waste disposal. In relation subterranean water results, it can be observed that BOD and COD presented significant values, being related to percolation. Overall, it can be concluded that the soil and the subterranean water presents contamination indications.

Keywords: Contamination. Solid Waste. Water Resources.

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1: Resultados das amostras de água subterrâneas dos parâmetros físico – químicos e microbiológicos.....	36
Tabela 1: Análises e as metodologias utilizadas para solo	28
Tabela 2: Análises e as metodologias utilizadas para água.....	29
Tabela 3: Resultados das análises dos parâmetros físico – químicos de solo.	30
Tabela 4: Valores de orientação de metais pesados segundo a Resolução	33
Tabela 5: Tabela comparativa entre os valores médios encontrados nas análises e o valor mais restritivo conforme a resolução	34
Tabela 6: Relação DQO/DBO das amostras de água subterrâneas nos quatro poços de monitoramento	39

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Formação da pluma de contaminação sob depósito de resíduos sólidos.	16
Figura 2: Área de divisa entre os aterros e identificação do local dos poços ...	23
Figura 3: Aparelho de perfuração.....	23
Figura 4: Junção entre o Revestimento e filtro	24
Figura 5: Filtro de PVC.....	24
Figura 6: Pré-filtro que preenche a área de filtro	24
Figura 7: Poço finalizado com revestimento.....	25
Figura 8: Tampa superior e cap inferior.	25
Figura 9: Proteção sanitária/cimentação, câmara de calçada e identificação.	25
Figura 10: Coleta das amostras de solo.....	26
Figura 11: Armazenamento das amostras	26
Figura 12: Amostras de solo das diferentes profundidades.	26
Figura 13: Coleta das amostras de água.	27
Figura 14: Armazenamento das amostras de água.....	27

LISTA DE SIGLAS

ABAS	Associação Brasileira de Águas Subterrâneas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CE	Condutividade Elétrica
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
pH	Potencial Hidrogeniônico
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
UNEP	United Nations Environment Programme
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WEF	Water Environment Federation
WHO	World Health Organization

LISTA DE ACRÔNIMOS

CETEM	Centro de Tecnologia Mineral
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária
IAPAR	Instituto Agronômico do Paraná

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3 REVISÃO DE LITERATURA	14
3.1 ATERROS SANITÁRIOS	14
3.2 IMPACTOS ASSOCIADOS À DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS.....	15
3.2.1 Formação da Pluma de Contaminação	15
3.2.2 Poluição do Solo	16
3.2.3 Poluição das Águas Subterrâneas	17
3.3 PARÂMETROS	18
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	22
4.2 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO	22
4.3 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	27
4.4 ANÁLISES LABORATORIAIS	28
4.4.1 Análises de Solo.....	28
4.4.2 Análises de Água Subterrânea.....	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	29
5.1 ANÁLISE DO SOLO.....	29
5.2 ANÁLISE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	36
6 CONCLUSÃO	42
REFERÊNCIAS	Erro! Indicador não definido.

1 INTRODUÇÃO

A geração, destinação e disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma problemática na grande maioria dos estados e municípios brasileiros, que vem se agravando nas últimas décadas por conta do crescimento populacional acelerado, mudanças de hábitos de consumo, características físicas, químicas e biológicas dos resíduos, que variam conforme sua fonte geradora, aliado a escassez de gestão e gerenciamento de baixo custo.

A busca de soluções para a destinação final dos resíduos sólidos consolida-se num cenário de grande desafio para o setor, principalmente quando se aborda a poluição dos recursos hídricos, do ar e do solo, além da proliferação de vetores de diversas doenças. A compreensão dos processos envolvidos na biodegradação da massa de resíduos e sua interferência no comportamento dos aterros sanitários favorece o desenvolvimento de técnicas eficientes para o tratamento da massa de resíduos que foram aterradas, dos efluentes líquidos e gasosos e o melhor aproveitamento da área disponível para destinação final de resíduos sólidos (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

A população brasileira é de aproximadamente 190 milhões de habitantes, de acordo com o último censo populacional (IBGE, 2010), mesmo documento aponta ainda que cerca de 195 mil toneladas de RSU são produzidos diariamente. Já a produção per capita de resíduos domésticos em áreas urbanas está entre de 0,5 kg a 1 kg por dia, dependendo dos fatores climáticos, socioeconômicos, época do ano e os modelos de produção. A destinação final dos resíduos sólidos no Brasil está distribuída conforme a população dos municípios, que indicam que aproximadamente 47,1% dos municípios depositam seus resíduos em aterros sanitários, 22,3% dispõem em aterros controlados e 30,5% em lixões.

O manuseio inadequado de resíduos sólidos em aterros sanitários está gerando, ou podem gerar, questões ambientais problemáticas, provocando contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas, devido ao percolado produzido na decomposição dos resíduos. Aterros sanitários impermeabilizados e com drenos de coleta de percolado, operados com eficácia e em correta localização são as alternativas mais seguras para a destinação dos resíduos sólidos urbanos (SANTOS, 2008).

Aterros mal operacionalizados geram impacto ao meio ambiente e à saúde humana, decorrente dos processos de decomposição químicos, físicos e biológicos, aos quais o resíduo é submetido. O percolato contém carga poluidora maior que a do esgoto doméstico, podendo gerar consequências ao meio biótico e abiótico. O problema pode se agravar quando há contaminação química, principalmente por metais pesados, que não são removidos no tratamento biológico realizado nas lagoas e por infiltração de chorume no aquífero freático (LAUREANO, 2007).

Há a necessidade de uma avaliação dos recursos naturais disponíveis e de suas limitações para que sejam utilizadas nas tomadas de decisões em relação ao uso e ocupação do solo, e ao gerenciamento das atividades desenvolvidas em cada área específica. Para avaliar uma área em relação a sua aptidão para usos específicos, existem diferentes classificações técnicas (SCHNEIDER et al., 2007).

O licenciamento ambiental é um instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente - Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, qual se faz necessária para a implantação de aterro sanitário de resíduos sólidos deve ser procedida pelo órgão ambiental competente, nos termos da legislação vigente. A resolução CONAMA nº 404, de 11 de novembro de 2008 estabelece os critérios e diretrizes para o licenciamento neste tipo de empreendimento, visando o desenvolvimento econômico junto ao meio ambiente.

Desta forma, é importante conhecer o real impacto ambiental destes empreendimentos, de forma a se promover o desenvolvimento de técnicas ambientais seguras e corretas, para a destinação final dos resíduos sólidos.

Sendo assim, este projeto está localizado em uma área adjacente a um aterro sanitário em fase de desativação. A área do estudo está sendo licenciada para a implantação de outro aterro sanitário.

O aterro em fase de implantação se encontra com licença prévia já expedida pelo órgão responsável. Para obtenção de licença de operação e conclusão das fases exigidas pelo órgão público responsável pela mesma, realizou-se análise de eletrorresistividade, denominada Tomografia Elétrica 2D, cujo resultado apresentou solo com características alteradas, possivelmente contaminadas. Como este método é de investigação indireta, há necessidade de analisar o material apontado como características alteradas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar se o material alterado foi originado do percolado do aterro em fase de desativação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar o solo no ponto de interferência identificado pela Tomografia Elétrica 2D, através de ensaios físico-químicos de rotinas;
- Analisar a água subterrânea proveniente de poços de monitoramento;
- Identificar presença de metais pesados em água e solo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 ATERROS SANITÁRIOS

A crescente urbanização torna cada vez menor a disponibilidade de áreas adequadas, ambiental e economicamente, para a instalação de aterros sanitários, exigindo assim abordagens técnicas mais precisas para implantação dos mesmos. Aspectos técnicos, ambientais e socioeconômicos, aliados a técnicas de geoprocessamento, podem permitir a obtenção de alternativas para a localização adequada desses aterros. Para que se garanta uma minimização de impactos ambientais oriundos desse empreendimento uma avaliação criteriosa dessas áreas é de extrema importância (CALIJURI, 2002).

Quaisquer processos de tratamento de resíduos (incineração, compostagem, digestão anaeróbia da fração orgânica) pressupõem a existência de um aterro sanitário para o destino final dos rejeitos produzidos. Objetivando limitar efeitos negativos sobre o ambiente, um aterro sanitário deve considerar sucessivas restrições a que o mesmo deve obedecer, como controle do tipo e quantidade de resíduos e medidas operacionais de drenagem de águas superficiais; drenagem e captação do biogás produzido; sistema de impermeabilização do fundo e das paredes dos alvéolos; e estrutura geológica, onde assenta o aterro sanitário, a qual deve apresentar características de condutividade hidráulica que permitam uma defesa suplementar à contaminação do aquífero (RUSSO, 2005).

Aterros sanitários caracterizam-se como prática de estocagem de resíduos sólidos urbanos, porém o fato desses resíduos estarem estocados não os impedem de estarem ativos. Considerando as condições de armazenamento e as influências de agentes naturais, como chuva e microrganismos, os mesmos passam a ativar processos físico, químico e biológicos de transformação desses resíduos. Nesses processos, elementos naturais são dissolvidos, pois a água desprende finas partículas e acaba por gerar uma bioconversão de matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, tendo assim formação de biogás e de lixiviados. (TADA, 2009).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente, a legislação vigente para implantação e execução de aterro sanitário está disposta na Resolução CONAMA Nº 404, de 2008,

que estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos.

No Estado do Paraná, o IAP (Instituto Ambiental do Paraná) dispõe da Resolução nº 086, de 2013, do CEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente), que estabelece diretrizes e critérios orientadores para o licenciamento e outorga, projeto, implantação, operação e encerramento de aterros sanitários, visando o controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais e dá outras providências.

3.2 IMPACTOS ASSOCIADOS À DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS

3.2.1 Formação da Pluma de Contaminação

Quando o solo é utilizado para disposição dos resíduos, tem a capacidade de atenuar e depurar grande parte dos impactos. Porém, a sociedade tem se tornado complexa, a quantidade e a composição dos resíduos e efluentes gerados se diversificam e a capacidade do solo de reter os poluentes tem sido ultrapassada. Portanto, a poluição das águas subterrâneas e do solo está diretamente vinculada à disposição de resíduos (CETESB, 2016).

As unidades de disposição de resíduos sólidos expostas à ação da água podem consolidar-se em fontes de contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Isso acontece nos aterros sanitários, quando ocorre a precipitação sobre os resíduos dispostos, ao impactar a superfície do solo, uma porção da água escoar superficialmente ou acumula-se na superfície e parte infiltra-se lentamente pelo meio poroso. Quando à impermeabilização da base efetiva do aterro é inadequada, a água contaminada percola no subsolo, abaixo dos resíduos (SOARES et al., 2005).

A água, que percolada através dos resíduos, forma o chorume, composto de matéria orgânica e íons em solução; neste material, os íons em solução interagem com as três fases (sólida, líquida e gasosa) do solo, juntamente com a sua microfauna e flora, influenciando no transporte e/ou na retenção dos íons. Essa

interação, juntamente com o fluxo da água subterrânea, definirá o tamanho e a direção da pluma de contaminação (Figura 1) (LAUREANO, 2007).

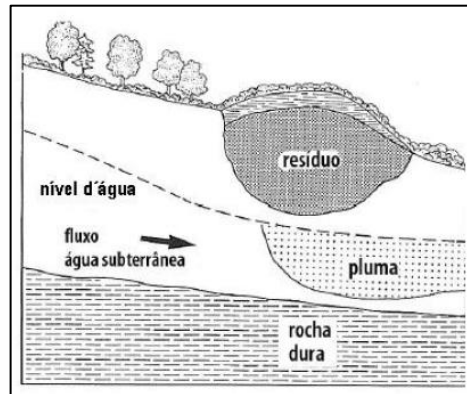


Figura 1: Formação da pluma de contaminação sob depósito de resíduos sólidos
Fonte: Adaptado de Soares et al. (2005).

Portanto, a pluma de contaminação é o resultado do transporte de contaminantes dissolvidos em água subterrânea. Ao encontrar uma fonte de contaminação, como os resíduos enterrados, a água dissolve lentamente os compostos ali presentes e os transporta consigo no perfil do solo. O comportamento do contaminante nas águas subterrâneas e no solo dependerá de suas propriedades físicas e químicas, como densidade, solubilidade e viscosidade (ABAS, 2016).

3.2.2 Poluição do Solo

O solo é um sistema multifásico, sendo constituído pelas fases sólidas, líquida e gasosa. A fração sólida constitui cerca de 50%, sendo que a maior parte é inorgânica, com diferentes granulometrias. A fração orgânica corresponde de 2 a 5% do volume, estando próximo à superfície. Já a fração inorgânica, pode ser denominada em areia, silte e argila. A textura afeta as propriedades do solo como a condutividade hidráulica e a retenção de umidade, tendo um efeito na capacidade de transporte e retenção de metais (SOARES et al., 2005).

Uma ameaça real aos ecossistemas e populações é constatada quando se caracteriza a existência de locais contaminados, já que as mesmas podem atingir distâncias significativas devido ao elevado potencial de mobilidade de diferentes contaminantes, e da interação existente entre solo e água, por percolação ou lixiviação (DINIS; FRAGA, 2005).

Quando há deposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem a devida proteção por mantas adequadas ocorrerá contaminação, pois a decomposição dos resíduos e a formação de lixiviados levam à contaminação do solo e de águas subterrâneas com substâncias orgânicas, microrganismos patogênicos e inúmeros contaminantes químicos presentes nos diversos tipos de resíduos (FRANÇA; RUARO, 2008).

O transporte de contaminantes no solo é direcionado pelos mecanismos de difusão e advecção. A difusão é o processo no qual o soluto move-se na solução do meio mais concentrado para o meio de menor concentração. A advecção, pode ser entendida como o processo pelo qual a água, em movimento, carrega solutos dissolvidos (SOARES et al., 2005).

De acordo com Celere et al., (2007), a matéria orgânica presente no solo de aterros sanitários é capaz de aumentar o potencial de atenuação e de migração de vários metais para esta matriz. Solos contendo alto teor de matéria orgânica tendem a ser ácidos, por causa da formação de ácidos orgânicos por biodegradação, fato que pode reduzir a atenuação de metais.

3.2.3 Poluição das Águas Subterrâneas

As áreas de disposição de resíduos podem ser consideradas uma das potenciais fontes de contaminação de água subterrânea, mesmo sendo mais protegidas que as águas superficiais, também podem ser poluídas ou contaminadas. Quando esse panorama ocorre, o contexto é mais preocupante, visto que as águas superficiais têm maior capacidade de autodepuração (LAGO et al., 2005).

Quanto à legislação vigente para gestão dos recursos hídricos subterrâneos, quanto à qualidade e o enquadramento dos corpos d'água em classes de usos preponderantes, são especificados na Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. Nesta Resolução, são estabelecidas cinco classes de qualidade de água doce, sendo que para cada classe, é estabelecido um conjunto de condições e padrão de qualidade necessária para o atendimento dos usos preponderantes. Os padrões consistem em valores limites de parâmetros da qualidade da água, que são substâncias ou indicadores representativos (BRASIL, 2008).

3.3 PARÂMETROS

Diferentes parâmetros podem ser analisados para que se caracterize possíveis interferências antrópicas na natureza, sendo que cada um pode apresentar diferentes níveis de interferência conforme as atividades desenvolvidas.

O arsênio (As) é o 51º elemento natural mais abundante na Terra, com uma concentração média de $1,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ na crosta terrestre, menos de 15 mg.kg^{-1} no solo, em águas superficiais é menor que $2 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ e em águas subterrâneas sua concentração é inferior a $100 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ (APHA; AWWA; WEF, 1998).

O As é liberado no ambiente a partir de fontes naturais ou de processos antrópicos. As fontes naturais predominantes são as atividades vulcânicas, quanto aos processos antrópicos são diversos, incluindo o uso de agrotóxicos arsenicais, efluentes industriais, lixiviados de minas e de aterros e a fundição de metais (GOMES et al., 2001).

O elemento chumbo (Pb), ocorre na água na forma de Pb^{+2} , e na forma de carbonatos e hidróxidos. Na crosta terrestre, sua concentração média está na faixa de 13 mg.kg^{-1} , em solos há variações de 2,6 a 25 mg.kg^{-1} , já em águas superficiais não poluídas é $3 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ (APHA; AWWA; WEF, 1998), e em águas subterrâneas a concentração média é inferior a 5000 mg.L^{-1} , para o uso preponderante na irrigação (BRASIL, 2008). É utilizado em baterias, munição, canos, pigmentos, inseticidas e em ligas metálicas, o chumbo foi utilizado por um longo período na gasolina, como agente antidetonante na forma tetraetilchumbo (DEUSDARÁ, 2011).

O cobre (Cu), apresenta concentração média de $0,068 \text{ mg.kg}^{-1}$ na crosta terrestre, no solo pode variar de 9 a 33 mg.kg^{-1} , em águas superficiais de 4 a $12 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, (APHA; AWWA; WEF, 1998), e nas águas subterrâneas com concentração menor que 200 mg.L^{-1} , para o uso preponderante na irrigação (BRASIL, 2008). É largamente utilizado em fios elétricos, ligas metálicas, em pigmentos, utensílios domésticos, encanamentos e na indústria química (APHA, AWWA, WEF, 1998).

O ferro (Fe) apresenta quantidade média em torno de $62,2 \text{ g.kg}^{-1}$ na crosta terrestre, já nos solos sua concentração está na faixa de 5 a 43 g.kg^{-1} , nas águas superficiais apresentam uma concentração de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$, (DEUSDARÁ, 2011) e em águas subterrâneas até 5000 mg.L^{-1} , para o uso preponderante na irrigação (BRASIL, 2008). É facilmente encontrado nas águas naturais, e amplamente utilizado nas ligas metálicas e aço (DEUSDARÁ, 2011).

O mercúrio (Hg), na crosta terrestre, apresenta uma concentração média de 80 ppb, no solo sua concentração varia em torno de 0,020 a 0,150 ppm, nas águas superficiais sua concentração é inferior a 30 ng.L^{-1} (APHA; AWWA; WEF, 1998), e em águas subterrâneas na faixa até 2 mg.L^{-1} , para o uso preponderante na irrigação (BRASIL, 2008). E pode ser utilizado na fabricação de termômetro, lâmpadas fluorescentes, baterias, computadores e pesticidas, o mercúrio é um poluente global, devido a sua ampla aplicabilidade, mobilidade e toxicidade (CETEM, 2006).

O zinco (Zn) é encontrado na crosta terrestre com concentração média de 76 mg.kg^{-1} , nos solos esse elemento varia de 25 a 68 mg.kg^{-1} (APHA; AWWA; WEF, 1998). Nas águas superficiais sua concentração é inferior a $10 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, (CETESB, 2014), e em águas subterrâneas até 2000 mg.L^{-1} , para o uso preponderante na irrigação (BRASIL, 2008). É empregado em diversas ligas metálicas, como latão, bronze para molas, ligas para soldas, o zinco metálico também é encontrado em alguns tipos de baterias.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na água é a quantidade de oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa específica temperatura de incubação, a DBO é frequentemente referida a $\text{DBO}_{5,20}$. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C (CETESB, 2009).

Águas que não apresentam poluição apresentam valores de DBO de 2 mg.L^{-1} ou menos, e os corpos receptores de água residuais apresentam valores superiores a 10 mg.L^{-1} (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996).

A demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico sob condições controladas. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se a despejos de origem industrial principalmente. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais biodegradável será o efluente (CETESB, 2009).

A concentração de DQO observada em águas superficiais não poluídas é inferior a 20 mg.L^{-1} (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996).

O potencial hidrogeniônico (pH) influi em diversos equilíbrios químicos e biológicos, sendo um importante parâmetro a ser analisado. Em águas que não apresentam poluição, o pH é controlado pelo balanço entre dióxido de carbono, íons

carbonato e bicarbonato, e por outros compostos naturais (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996).

O pH exerce influência sobre os ecossistemas aquáticos naturais diretamente, devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. A influência indireta também é importante, pois em determinadas condições de pH, ocorre a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados, e outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2009).

A condutividade elétrica (CE) é a capacidade de uma solução aquosa de conduzir corrente elétrica. Essa capacidade está relacionada a presença de íons, da sua concentração total, mobilidade e valência, e da temperatura. Compostos inorgânicos são considerados bons condutores, enquanto os compostos orgânicos que não se dissociam em solução aquosa não são bons condutores (APHA; AWWA; WEF, 1998).

A CE é a variável mais utilizada para se avaliar o nível de salinidade, constituindo-se em uns dos principais elementos de classificação da qualidade das águas para irrigação (RIBEIRO et al., 2005). Em grande parte das águas naturais varia de $10 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $1.000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, podendo exceder $1.000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em águas poluídas (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996).

Os sólidos totais correspondem ao conteúdo total de matéria dissolvida e de matéria suspensa na água, pois os bicarbonatos são transformados em dióxido de carbono durante o processo. Os sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) correspondem à fração não-infiltrável e à filtrável, quando uma amostra é submetida à filtração em filtro de porosidade de 0,45 a $2 \mu\text{m}$ (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Os coliformes termotolerantes são microrganismos que habitam o trato intestinal dos homeotérmicos, dentre esses microrganismos, somente a *Escherichia coli* (*E. coli*) é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Os demais podem ocorrer em águas com altos teores de matéria orgânica, como por exemplo, efluentes industriais, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição (CETESB, 2009).

Os coliformes termotolerantes não são indicadores de contaminação fecal tão bons quanto a *E. coli*, mas seu uso é aceitável para avaliação da qualidade da água. São disponíveis métodos rápidos, simples e padronizados para sua determinação.

Além disso, na legislação brasileira, os coliformes fecais são utilizados como padrão para qualidade microbiológica de águas superficiais destinada a abastecimento, recreação, irrigação e piscicultura (OGA et al., 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O Estado do Paraná apresenta formas bem identificáveis de relevo, sendo separado em planaltos e possuindo um agrupamento geomorfológico com cinco unidades, sendo estas, Litoral, Serra do Mar, Primeiro Planalto ou de Curitiba, Segundo Planalto ou de Ponta Grossa e Terceiro Planalto ou de Guarapuava (PINESE, 1989).

A região em estudo está localizada no sudoeste do Paraná, mais especificadamente no 3º Planalto, que é resultante de derrame basáltico, sendo grande parte de seus solos classificados como Latossolo Vermelho Distrófico, com predominância da fração argila (CARVALHO et al., 1999).

De acordo com a classificação climática de Köppen, o município onde os aterros estão localizados é do tipo climático Cfa. Onde “C” significa clima pluvial temperado (mesotérmico), com a temperatura do mês mais frio ente 18° e (-) 3°, sendo frequentes geadas. A letra “f” representa que o clima é sempre úmido, sem estação seca, com chuvas distribuídas em todos os meses do ano. A letra “a” indica que a temperatura do mês mais quente fica acima de 23° (IAPAR, 2012).

4.2 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO

As amostras de solo foram coletadas durante a perfuração dos poços de monitoramento de água subterrânea. Foram coletadas amostras em diferentes profundidades especificadas adiante, durante a perfuração do poço denominado de P-04, onde se encontrava a área mais acessível de interferência apontada pela tomografia elétrica (Figura 2).

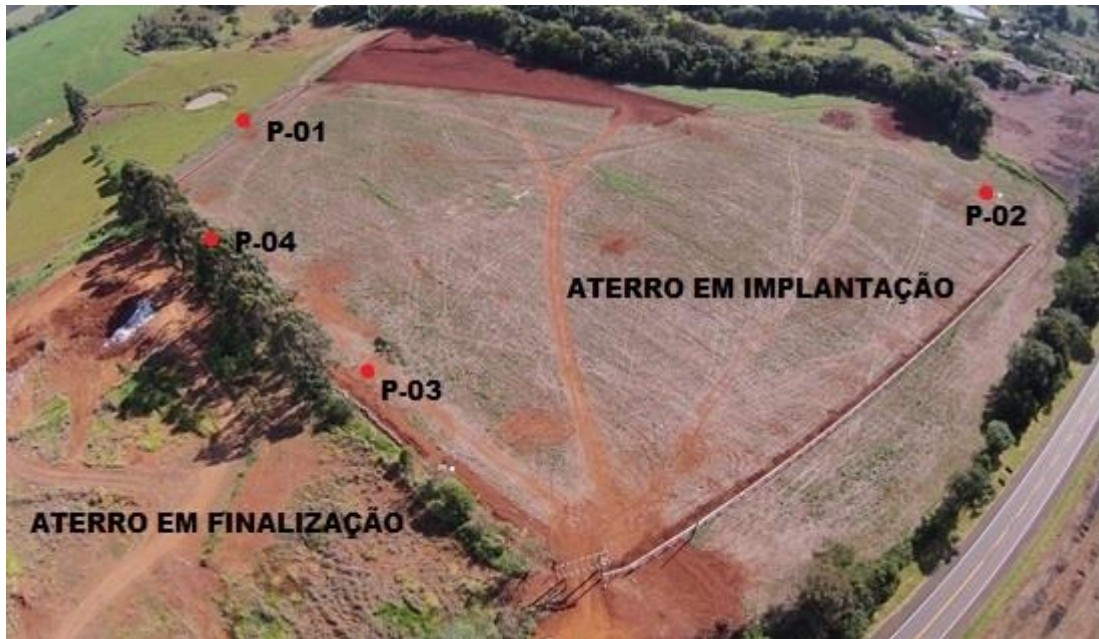


Figura 2: Área de divisa entre os aterros e identificação do local dos poços

As perfurações foram realizadas utilizando equipamento de sonda rotopneumática Prominas, modelo R4, no diâmetro de 6", onde posteriormente foi revestido com revestimento e filtro de PVC Geomecânico de diâmetro de 4".

Os poços de monitoramento foram instalados de acordo com a NBR 13895/97, onde seu processo constitui basicamente de perfuração, revestimento, filtro, pré-filtro, proteção sanitária / cimentação, tampa superior e cap inferior, câmara de calçada, e identificação (Figuras 3 à 9).



Figura 3: Aparelho de perfuração



Figura 4: Junção entre o Revestimento e filtro



Figura 5: Filtro de PVC



Figura 6: Pré-filtro que preenche a área de filtro



Figura 7: Poço finalizado com revestimento



Figura 8: Tampa superior e cap inferior



Figura 9: Proteção sanitária / cimentação, câmara de calçada e identificação

No poço P-04, o solo foi coletado em três profundidades até se atingir a rocha. As coletas foram realizadas nas profundidades de 2 m, 3m e 3,8 m. As amostras

foram coletadas com auxílio de uma pá e armazenadas em sacos plásticos, previamente identificados, etiquetados e enviados para o laboratório para obtenção das análises físico-químicas de rotina (Figuras 10 à 12).



Figura 10: Coleta das amostras de solo



Figura 11: Armazenamento das amostras



Figura 12: Amostras de solo das diferentes profundidades

4.3 OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

As amostras de água foram coletadas após 30 dias da perfuração dos poços, período considerado hábil para estabilização dos mesmos. As coletas foram realizadas nos 4 poços perfurados, sendo eles P-01, P-02, P-03 e P-04, e se deram com o auxílio de um tubo coletor plástico, o qual contava com sistema de vedação de coleta e ponteiras para extravasamento. As mesmas foram armazenadas em frascos específicos disponibilizados pelo laboratório responsável pelas análises e encaminhadas em condições específicas de temperatura exigidas pelo mesmo (Figuras 13 e 14).



Figura 13: Coleta das amostras de água



Figura 14: Armazenamento das amostras de água

4.4 ANÁLISES LABORATORIAIS

As análises foram realizadas pelo Laboratório A3Q, localizado no município de Cascavel - PR.

4.4.1 Análises de Solo

As análises de solo realizadas pelo laboratório contratado seguiram metodologias especificadas na Tabela 1:

Tabela 1: Análises e as metodologias utilizadas para solo

Análise	Metodologia utilizada
Arsênio, Chumbo, Cobre, Ferro e Mercúrio	ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, AND SOILS. EPA SW 846 METHOD 3050B.
Carbono Orgânico	Fotométrico. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th Edition, 2005. Manual da Embrapa Solos, 1999.
Condutividade elétrica	EMBRAPA - Manual de análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes – 1999.
Granulometria do solo	Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes. Embrapa, 1999.
Magnésio	ICP
pH em água e pH em KCl	Análises Químicas para Avaliação da Fertilidade do Solo - Embrapa 10/1998 ISSN 1414-8153.
Zinco	U.S.EPA SW-846 - Analytical method 3051A

4.4.2 Análises de Água Subterrânea

As análises realizadas pelo laboratório contratado seguiram metodologias segundo a Tabela 2:

Tabela 2: Análises e as metodologias utilizadas para água.

Análise	Metodologia utilizada
Arsênio Total, Chumbo Total, Cobre Total, Demanda Bioquímica De Oxigênio (DBO), Demanda Química De Oxigênio (DQO), Ferro Total, Mercúrio Total, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Zinco Total	APHA, AWWA, WEF - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22 ^a ed. 2012.
Condutividade elétrica	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2005 - 2510 B.
Coliformes termotolerantes	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Cap. 9222, 2005

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 ANÁLISE DO SOLO

Como já citado, as amostras de solo foram coletas em três profundidades diferentes em área identificada como de maior acessibilidade para constatação de poluentes (Tabela 3).

Tabela 3: Resultados das análises dos parâmetros físico – químicos de solo

Elemento	Profundidade		
	2 m	3 m	3,8 m
Condutividade (micromho/cm)	142,55	146,55	153,35
pH	6,26	6,53	6,48
Carbono Orgânico (%)	0,13	0,13	0,09
Ferro (mg.kg ⁻¹)	110.591,90	107.976,60	85.289,50
Magnésio (mg.kg ⁻¹)	682,20	3.404,66	2.691,70
Cobre (mg.kg ⁻¹)	194,70	266,50	293,40
Chumbo (mg.kg ⁻¹)	10,12	7,68	6,33
Arsênio (mg.kg ⁻¹)	2,95	3,89	2,42
Mercúrio (mg.kg ⁻¹)	<0,001	<0,001	<0,001
Zinco (mg.kg ⁻¹)	73,75	99,22	103,30
Granulometria	45% Argila, 34,5% Areia, 20,5% Silte.		

As características granulométricas obtidas nos resultados apontaram que o solo se encontra na classe argilosa (45%), o que ressalta as propriedades do solo da região. Beutler et al. (2001), em estudo sobre a resistência à penetração e permeabilidade de Latossolo Vermelho Distrófico, destaca que a resistência à penetração deste tipo de solo estão compreendidos nas classes baixa a moderada, que variam de 1,5 a 3,0 MPa.

Barros et al. (2008) esclarecem que o teor e qualidade da argila presentes no solo pode definir sua capacidade de adsorção de metais pesados, e que onde os minerais possuem elevada fração argilosa a capacidade de troca de cátions (CTC) é alta, o que determina o potencial de retenção do solo para poluentes, como os metais pesados. Os minerais secundários e a matéria orgânica da fração argila são os componentes principais da fração dispersa coloidal do solo (SODRÉ; LENZI, 2001).

Solos com classificação textural de areia possuem baixa capacidade de retenção de água reduzida devido ao grande espaçamento entre as partículas granulométricas, possibilitando a passagem de ar e água, que conseqüentemente, o arraste de possíveis substâncias contaminantes (EMBRAPA, 2011). Segundo Azevedo; Dalmolin (2004), os solos argilosos são os mais propícios para descarte de resíduos, pois tendem a reter elementos químicos, prevenindo possíveis contaminações.

Segundo a EMBRAPA (2011), em uma avaliação dos níveis de metais pesados em solos e sedimentos, realizado em um depósito de resíduos sólidos urbanos em

Salvador, Bahia, a presença de chorume no solo deixa o pH entre praticamente neutro a moderadamente alcalino em solos onde há deposição de resíduos por um período de tempo em torno de 30 anos pelos mesmos concentrarem altos teores de sais na matéria orgânica.

Em estudo sobre o chorume de Canabrava, onde os resíduos continham idade aproximada de 15 anos de deposição, Bacaicoa (2001) evidenciou que os valores de pH variavam de 7,7 a 8,1. E que essa tendência à alcalinidade se associa ao tempo de decomposição dos resíduos que se encontram na fase metanogênica onde há a elevação do pH. Nos resultados obtidos, os valores pH ficaram entre 6,26 e 6,53, o que pode indicar uma interferência na qualidade do solo considerando que a deposição de resíduos feita na circunvizinhança do local de coleta das amostras tem idade de aproximadamente 8 anos.

O fato do chorume possuir elevada carga orgânica e ser um meio rico em sais dissolvidos e íons, faz com que o mesmo aumente a condutividade do solo. Essa condutividade pode variar conforme o tempo, o que torna as propriedades físicas do solo propícias ao mapeamento de plumas de contaminação (BELEZZONI, 2012). Isso ocorreu durante o mapeamento pela Tomografia Elétrica 2D feito na área em estudo que identificou uma possível pluma de contaminação por chorume na circunvizinhança entre os aterros.

Nas análises pode ser verificado que a condutividade do solo da área variou de 153 a 142 micromho/cm, o que ressalta a constatação da tomografia, que identificou que em média o solo da área possui um núcleo basáltico condutivo com resistividades <150 Ohm.m, e que quando executada próxima do limite da área vizinha, apresentaram resultados geofísicos que indicaram valores de resistividade menores do que 50 Ohm.m.

Quanto ao carbono orgânico identificado nas análises, o mesmo ficou em média de 0,12%, valor esse que pode ser resultante de um processo de filtração do chorume pelo solo. Pelegriani et al. (2007) constataram em estudo sobre filtração lenta no tratamento de percolado de aterro sanitário, que as reduções da matéria orgânica por esse método utilizando de mantas sintéticas com porosidades semelhantes ao solo em estudo, obtiveram em média 39,7% de diminuição do teor de carbono orgânico, o que mostra que o processo de filtração pode ser eficiente para degradar compostos orgânicos, e possivelmente conduzir essa degradação até

uma completa mineralização. Remoções de matéria orgânica de até 50%, foram encontradas por Lin; Chan (2000), em estudo onde empregaram em processo de filtração lenta métodos biológicos combinados com coagulação química e oxidação por elétron fenton.

Em uma análise da mineralógica de solos oriundos do entorno de aterro sanitário no Paraná, Zanello (2006) identificou que solos com significativa fração de argila possuem em seus componentes essencialmente minerais de silicatados, cristalinos e amorfos, assim como óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. Sendo que em solos com alto índice de intemperismo sob clima tropical úmido e semi-úmido o principal mineral da fração de argila é a caulinita, que possui predominância de óxidos, hidróxidos e oxihidróxicos de ferro (MELO et al., 2002), assim como no solo analisado, que apresentou uma média de 101.286,00 mg.kg⁻¹ de ferro, o que nos indica que quanto aos níveis de ferro da área, a mesma encontra-se dentro das normalidades de sua origem.

Conforme as análises, o magnésio presente nas diferentes profundidades teve um aumento significativo, sendo que em uma distância de apenas 1 metro de profundidade os valores variaram de 682,2 mg.kg⁻¹ para 3.404,66 mg.kg⁻¹ em região constatada pela Tomografia Elétrica 2D como a de maior interferência possível. Segundo Sparks (1995), o efeito da concentração total de eletrólitos pode influenciar a atividade dos metais pesados na solução do solo quando há um alto valor de magnésio no mesmo, e isso pode contribuir para a lixiviação de metais pela competição entre os cátions pelos sítios de adsorção. Morais et al. (2006) relatam que o chorume do Aterro Sanitário da Caximba apresenta concentrações elevadas de diferentes metais, incluindo o magnésio.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 420, de 2009, especifica valores de orientação (VP e VI) para controle da qualidade do solo (Tabela 4) e recomenda que cada estado brasileiro estabeleça valores próprios conforme suas características regionais do solo. O Estado do Paraná, não possui valores próprios estabelecidos.

Tabela 4: Valores de orientação de metais pesados segundo a Resolução Resolução CONAMA nº420/2009

Parâmetros físico-químico	Valor de Prevenção (VP) (mg.Kg ⁻¹)	Valor de Investigação (VI) (mg.Kg ⁻¹)
Arsênio	15	35
Chumbo	72	180
Cobre	60	200
Mercúrio	0,5	12
Zinco	300	450

Esta resolução apresenta valores de prevenção (VP) para o controle de diferentes parâmetros. Entende-se como teor natural dos elementos químicos todos aqueles gerados sem, ou com mínima, intervenção antrópica (BIONDI et al., 2011). Esses valores podem variar considerando o estado natural de cada solo em relação às suas características específicas (OLIVEIRA; MARINS, 2011).

O uso do solo na área de implantação do novo aterro foi historicamente exercido por atividades agrícolas. Estas atividades utilizavam diferentes formas de adubação para aumentar e potencializar sua produtividade. Sendo assim, deve-se considerar também os valores de investigação (VI) estabelecidos pela legislação. Estes valores são específicos para áreas agrícolas.

As análises de metais pesados realizadas, que possuem valores de prevenção ou de referência, segundo a Resolução CONAMA nº 420 (CONAMA, 2009), são arsênio, chumbo, cobre, mercúrio e zinco. Onde apenas o cobre não encontra-se em concentrações aceitáveis por essa resolução.

O arsênio, segundo as análises, encontra-se em uma média entre as três profundidades de coleta de 3,09 mg.kg⁻¹ (Tabela 5), valor esse está bem abaixo dos limites impostos pela resolução, onde sua maior restrição seria segundo o valor de prevenção (VP) que é de 15 mg.kg⁻¹. Segundo Kabata-Pendias; Pendias (2001) o tempo de retenção do arsênio nos solos varia em função das características do solo (pH, matéria orgânica, óxidos de Fe) e podem ser encontrados basicamente em todos os ambientes, sendo que em solos agrícolas contaminados por potencializadores de fertilidade pode chegar a 600 mg.kg⁻¹.

Rochas metamórficas, em média, apresentam concentrações com teores inferiores a 5 mg.kg^{-1} de arsênio, refletindo suas precursoras ígneas e sedimentares. No caso das rochas sedimentares esses valores tendem a ser superiores à média da crosta terrestre (2 mg.kg^{-1}), podendo assim funcionar como "filtros" das soluções dispostas no solo (SUSUKI et al., 2005).

Assim como para o arsênio, ocorre quando são comparados os parâmetros de chumbo, mercúrio e zinco. Nenhum desses parâmetros encontra-se em valores médios superiores aos estabelecidos na resolução (Tabela 5).

Tabela 5: Tabela comparativa entre os valores médios encontrados nas análises e o valor mais restritivo conforme a resolução

Parâmetro	Valor médio	Valor mais restritivo
Arsênio	$3,09 \text{ mg.kg}^{-1}$	VP: 15 mg.kg^{-1}
Chumbo	$8,04 \text{ mg.kg}^{-1}$	VP: 72 mg.kg^{-1}
Mercúrio	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$	VP: $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$
Zinco	$92,09 \text{ mg.kg}^{-1}$	VP: 300 mg.kg^{-1}

Ao analisar os resultados obtidos para os valores de chumbo, pode-se observar que os mesmos mantiveram uma média expressivamente abaixo do valor mais restritivo segundo a resolução vigente citada, sendo que a média obtida foi de $8,04 \text{ mg.kg}^{-1}$ e o valor de prevenção para o mesmo é de 72 mg.kg^{-1} . Zanello et al. (2009), em estudo sobre a mineralogia e teores de metais nos solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba, Paraná, obtiveram em suas amostras de circunvizinhança do aterro analisado uma média de $51,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ de chumbo no ponto P1, constatando assim uma interferência direta do chorume do aterro no solo analisado.

O mercúrio foi o único elemento cujos valores não foram representativos, sendo eles $<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$, assim como em estudo realizado por Barros et al. (2015), em investigação de passivo ambiental na área do aterro sanitário de Hidrolândia, Goiás, os valores não ultrapassaram os mais restritivos segundo a resolução, sendo ele $<0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$, caracterizando uma não interferência nas áreas por esse elemento.

Kabata-Pendias; Pendias (2001), em estudo sobre os solos no entorno do Aterro Sanitário da Caximba, destacam que dos metais por eles estudados, o zinco é um dos mais móveis no solo quando em contato com solos cujos valores de pH excedem 6,5, o que minimiza a mobilidade dos metais pesados nos solos. O

mesmo, apesar de apresentar valores abaixo dos estabelecidos pela resolução, pode ter ocorrido no solo em estudo, pois além dos valores de pH encontrados ficarem entorno dos valores constatados pelos autores citados. Marques (2011) destaca que o zinco é um elemento utilizado em baterias, fertilizantes, lâmpadas, televisores e aros de rodas, além de serem utilizados em pinturas, plásticos, borrachas, cosméticos e produtos farmacêuticos.

Neste estudo pode-se destacar que o cobre foi o único elemento a possuir valor médio excedente aos limites impostos pela resolução, sendo que o valor médio obtido foi de $251,53 \text{ mg.kg}^{-1}$, e que os valores indicados pela resolução são equivalentes a 60 mg.kg^{-1} como valor de prevenção (VP) e 600 mg.kg^{-1} como valor de investigação (VI). Sendo que os valores obtidos acarretaram em um aumento conforme a profundidade das amostras, onde se constatou $194,70 \text{ mg.kg}^{-1}$ em 2m, $266,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ em 3m, e $293,40 \text{ mg.kg}^{-1}$ em 3,8m.

Quanto aos valores referentes ao cobre, Pedroso; Lima (2001) destacam que o cobre é amplamente distribuído na natureza sendo que na crosta terrestre apresenta um valor médio de aproximadamente 60 mg.kg^{-1} de abundância natural. O cobre, quando oriundo da atmosfera por aplicação agrícola ou disposição de resíduos sólidos fica fortemente adsorvida nos primeiros centímetros do solo e sua movimentação varia conforme as interações físico-químicas com os componentes do solo que, de forma geral, se liga a matéria orgânica, carbonatos, argila ou ferro (WHO, 1998). O que destaca que os altos valores de cobre relatados nas análises não são provenientes da utilização agrícola do local.

Segundo o estudo de Islam et al. (2000), o cobre se complexa mais fortemente e em maior proporção com substâncias orgânicas do que o zinco e o chumbo, pois constatou que em avaliação de 11 amostras de solo coletados em quatro distritos de Bangladesh, apenas na amostra do distrito de Mainamoti, as concentrações de cobre no solo foram maiores do que o valor médio mundial ($21,1 \text{ mg.kg}^{-1}$) e que este resultado se dá pela afinidade do cobre por argila, matéria orgânica, óxidos de alumínio e manganês, características essas específicas daquela região.

5.2 ANÁLISE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Os resultados obtidos nas análises físico-químicas e microbiológicas da qualidade da água foram comparados, quando possíveis, com os valores máximos permitidos (VMP) orientados de intervenção proposta pela Resolução CONAMA nº 396 (CONAMA, 2008), para águas subterrâneas, com usos preponderantes múltiplos consumo humano, a dessedentação de animais, irrigação e recreação, visando identificar os parâmetros que não apresentam conformidades em suas concentrações (Quadro 1).

Quadro 1: Resultados das amostras de água subterrâneas dos parâmetros físico – químicos e microbiológicos

Parâmetros físico-químicos e microbiológicos	VMP ¹ Resolução CONAMA nº 396/2008 Usos Preponderantes				P-01	P-02	P-03	P-04
	Consumo Humano	Dessedentação de animais	Irrigação	Recreação				
Arsênio Total (mg.L ⁻¹)	10	200		50	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Chumbo Total (mg.L ⁻¹)	10	100	5000	50	< 0,011	< 0,011	< 0,011	< 0,011
Cobre Total (mg.L ⁻¹)	2.000	500	200	1.000	< 0,011	< 0,011	< 0,011	< 0,011
Ferro Total (mg.L ⁻¹)	300		5.000	300	0,315	0,265	0,227	0,156
Zinco Total (mg.L ⁻¹)	5.000	24.000	2.000	5.000	< 0,011	< 0,011	< 0,011	< 0,011
Mercúrio Total (mg.L ⁻¹)	1	10	2	1	<0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
DBO _{5,20} ² (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 3	< 3	16,52	168,06
DQO ³ (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 7	< 7	35,92	419
pH	-	-	-	-	7,37	7,29	6,95	7,01
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	-	-	-	-	427,7	224,1	643,8	1126,2
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L ⁻¹)	1.000.000				187,5	200,5	429	618
Coliformes Termotolerantes (NMP ⁴ 100mL ⁻¹)	Ausente em 100 ml	200/100 ml		1000/100 ml	330.000	12.000	3.800	2.800

1- VMP: Valor Máximo Permitido.

2- DBO_{5,20}: Demanda Bioquímica de Oxigênio, onde o teste é realizado a uma temperatura de 20°C e durante um período de incubação fixo, de 5 dias.

3- DQO: Demanda Química de Oxigênio.

4- NMP: Número Mais Provável.

As concentrações verificadas para o parâmetro arsênio total, que apresenta valores máximos permitidos para os usos preponderantes no consumo humano, dessedentação de animais e para recreação, em todos os quatros poços de monitoramento analisados, foram muito baixas, com média de 0,001 mg.L⁻¹. Segundo Borba et al. (2004), as concentrações de arsênio inferiores a 10 mg.L⁻¹ a

não ocorrência de contato da água subterrânea com rochas ou solos, que possuísem minerais primários ou secundários desse elemento.

O consumo de águas poluídas por esse elemento pode levar à intoxicação, com efeitos tóxicos, agudos ou crônicos, relativos a exposições curtas ou longas, respectivamente, ocasionando diferentes patologias. Os efeitos carcinogênicos da intoxicação de arsênio estão associados à exposição crônica por longos períodos (USEPA, 2000).

Quanto ao chumbo total, os quatro poços de monitoramento apresentaram média de $0,011 \text{ mg.L}^{-1}$ e, o valor máximo permitido para esse elemento, com uso preponderante no consumo humano, é de 10 mg.L^{-1} , enquanto para o uso menos restrito, como a irrigação, o valor máximo permitido é de 5000 mg.L^{-1} , segundo a Resolução CONAMA nº 396/08. Tais valores apontam baixa possibilidade de disposição de materiais, como baterias, pilhas e pigmento junto aos RSU (MUÑOZ, 2002), estando em conformidade com a legislação pertinente.

De acordo com a Resolução CONAMA nº398/08, o elemento cobre apresenta valor máximo permitido, para consumo humano, de 2000 mg.L^{-1} e, para a irrigação, concentrações inferiores a 100 mg.L^{-1} . Nas análises realizadas, constataram-se concentrações inferiores a $0,011 \text{ mg.L}^{-1}$, atendendo a legislação.

Esse elemento ocorre, normalmente, em baixas concentrações na água subterrânea, devido sua pequena solubilidade. Nas águas superficiais, suas concentrações são inferiores a $0,020 \text{ mg.L}^{-1}$ e nas águas subterrâneas, bem menores a $1 \mu\text{g.L}^{-1}$. A ingestão de quantidades significativas pode acarretar, no homem, em irritação e corrosão da mucosa, problemas renais e irritação do sistema nervoso (CETESB, 2014).

O ferro total apresentou concentração que variaram de $0,156$ a $0,315 \text{ mg.L}^{-1}$, estando dentro dos valores máximos permitidos para usos múltiplos, segundo a Resolução CONAMA nº396/08. O ferro aparece, principalmente, em águas subterrânea, devido à dissolução do minério de ferro pelo gás carbônico da água. Apesar de não se constituir em um elemento tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público da água, pois confere cor e sabor, provoca manchas em roupas e utensílios sanitários. Também ocasiona problemas de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (CETESB, 2009).

Quanto ao parâmetro zinco total, os quatro poços de monitoramento analisados apresentaram concentrações de zinco total abaixo dos valores preconizados pela Resolução CONAMA nº 396/08, com médias de $0,011 \text{ mg.L}^{-1}$. No entanto, o zinco é um elemento que pode estar associado a geologia do local, solo predominantemente argiloso, e aos resíduos de fertilizantes, já que a área anteriormente era agrícola, e não o aterro como fonte (DEUSDARÁ, 2011).

O zinco apresenta menor toxicidade se comparado ao chumbo. No entanto, sua ingestão pode ocasionar náuseas, vômitos e cólicas além um gosto metálico na boca, caso o indivíduo apresente uma intoxicação crônica de zinco (BEREZUK; GASPARETTO, 2012).

Para o parâmetro mercúrio total, encontrado na água superficial e subterrânea, está na forma inorgânica em concentrações menores do que $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (WHO, 2011). Os poços de monitoramento apresentaram concentrações próximas a $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$, atendendo os limites de concentração vigentes para todos os usos preponderantes, segundo a Resolução CONAMA nº 398/06.

Liberado no ambiente, o mercúrio pode ser transportado a longas distâncias, persistente circula entre ar, água, sedimento, solo e organismos vivos (UNEP,2013).

O mercúrio e seus compostos são altamente tóxicos para o homem e ecossistemas, sua poluição é atualmente entendida como global, difusa e crônica, pois doses elevadas podem ser fatais para o ser humana, mas mesmo doses baixas podem ter efeitos adversos no desenvolvimento neurológico, no sistema cardiovascular, imunológico e reprodutivo (FARIAS et al., 2008).

Sobre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO), não existem valores máximos segundo a Resolução CONAMA nº 396/08 para qualquer uso preponderante, porém, considerando sua relevância, constituem parâmetros amplamente discutidos na literatura. A concentração de DBO_5 variou de 3 a $168,03 \text{ mg.L}^{-1}$ de O_2 , e de DQO variou de 3 a 419 mg.L^{-1} O_2 , os valores mais altos foram encontrados para o poço de monitoramento (P-04), mais próximo ao local de divisa entre os aterros.

Segundo Chapman & Kimstach (1996), águas não poluídas, normalmente, apresentam valores de DBO inferior a 2 mg.L^{-1} , já os corpos receptores de águas residuárias podem apresentar valores superiores a 10 mg.L^{-1} , principalmente em

pontos próximos à descarga. E, a concentração de DQO encontrada em águas superficiais não poluídas é inferior a 20 mg.L⁻¹.

A qualidade da água superficial foi avaliada por Santos et al., (2008) durante um ano, em três represas e em três pontos de um ribeirão, próximos ao Aterro Sanitário de Cuiabá. Classificados como corpos d'água classe segundo a Resolução CONAMA nº 357/05, as análises encontraram concentrações de DBO variando de 1 a 63 mg.L⁻¹ de O₂, e de DQO variando de 3 a 199 mg.L⁻¹ de O₂ nas represas, sendo que os valores mais elevados ocorreram na represa mais próxima, a uma distância de 10 metros das células do aterro. Já no ribeirão, a concentração de DBO variou de 1 a 155 mg.L⁻¹ de O₂, e de DQO de 3 a 291 mg.L⁻¹ de O₂, correspondendo ao ponto mais próximo do local de lançamento de efluente tratado do aterro.

Segundo Von Sperling (2005), a relação de DQO/DBO pode ser calculada e utilizada para conhecer a biodegradabilidade de uma mostra, pois uma baixa relação, próxima a 2,5 indica que a fração biodegradável da matéria orgânica é elevada, já uma relação intermediária, na faixa de 2,5 a 3,5, indica que a fração biodegradável não é elevada, enquanto uma relação elevada, maior que 3,5, indica elevada fração não biodegradável na composição da matéria orgânica avaliada.

Então, realizou-se os cálculos para a relação DQO/DBO (Tabela 6) e pode-se determinar que há uma baixa relação entre esses dois parâmetros, indicando uma alta fração biodegradável na água subterrânea da área em estudo. Essas concentrações apresentaram um forte indício de poluição, uma vez que concentrações com valores até 2,5 indicam elevadas concentrações por carga orgânica infiltrada.

Tabela 6: Relação DQO/DBO das amostras de água subterrâneas nos quatro poços de monitoramento

Relação DQO/DBO			
P-01	P-02	P-03	P-04
2,33	2,33	2,17	2,49

O pH variou na faixa de 6,95 a 7,37, mesmo não estando estabelecido em nenhum uso preponderante na Resolução CONAMA nº 396/08, a Agência Nacional das Águas (2002) apresenta o pH das águas subterrâneas na faixa de 6 a 8,5. Essa alcalinidade apresentada pelas águas subterrâneas na área em estudo pode estar

relacionada ao balanço entre dióxido de carbono, íons carbonato e bicarbonato, e por outros compostos naturais, como silicatos e fosfatos.

Já a condutividade elétrica (CE) apresentou variação entre as análises, a Resolução CONAMA nº 396/08 não estabelece um valor máximo permitido para esse parâmetro, porém, os poços de monitoramento P-03 e P-04 apresentaram maiores valores de CE, 643, 80 e 1126,20 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ respectivamente. Segundo Chapman & Kimstach (1996), as águas naturais apresentam uma CE inferior a 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, podendo ultrapassar esse valor no caso de estarem poluídas.

Esses resultados apresentam forte indício de que os poços P-03 e P-04 foram influenciados pelo aterro em fase de finalização, por estarem próximos a área de divisa e/ou por outros fatores externos, como a composição mineral do solo. A CE caracteriza-se presença de minerais reativos, resultando em uma água subterrânea com grande mineralização, com quantidades significativas de sais minerais dissolvidos na água (DEUSDARÁ, 2011).

Quanto aos sólidos dissolvidos totais (STD), a concentração máxima permitida pela Resolução CONAMA nº396/08, é de 1.000.000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para uso preponderante no consumo humano. A média de nenhum dos poços de monitoramento excedeu esse limite. Para os outros usos preponderante não há concentrações estabelecidas.

A distribuição espacial de STD na água subterrânea seguiu o mesmo padrão da distribuição espacial da condutividade, sendo superior no poço de monitoramento P-04, próximo à área de divisão entre os aterros. Essa similaridade ocorreu porque ambos os parâmetros estão relacionados com a salinidade da água (DEUSDARÁ, 2011).

Todos os poços de monitoramento apresentaram coliformes termotolerantes, sendo que quantidades superiores foram encontradas no poço de monitoramento P-01. Porém o resultado encontrado no poço de monitoramento P-04, diverge do encontrado na literatura, pois era o poço com maior proximidade do aterro, e apresentaria o maior NMP. Possivelmente, os maiores valores encontrados em P-01 estão relacionados com outros fatores, como o perfil do terreno, e a proximidade com a propriedade rural vizinha a esse poço, onde há bovinos.

Segundo Nakamura (2012), esse valor de 33×10^4 NMP 100 mL^{-1} , para o parâmetro microbiológico coliformes termotolerantes, indicam contaminação por

percolado, provocado, provavelmente, por uma impermeabilização ineficiente na área de disposição dos resíduos sólidos urbanos.

Realizando o diagnóstico da qualidade da água de três corpos d'água próximos ao lixão de Engenheiro Coelho – SP, Medeiros et al., (2008a) observaram ausência de coliformes termotolerantes nas amostras. Nas análises de coliformes totais, encontrou-se $4,6 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} no ponto com maior influência do lixão.

6 CONCLUSÃO

Por meio dos resultados das análises de solo, foi possível observar que os parâmetros condutividade, carbono orgânico, ferro e magnésio estão dentro dos padrões estabelecidos pela resolução brasileira. Contudo, ao analisar o parâmetro pH, é possível observar interferência, potencialmente decorrente do descarte de resíduos.

Dentre as análises de metais pesados realizadas nos solos, o cobre foi o único elemento a apresentar valores excedentes para a média natural do local e para aos limites impostos pela Resolução nº420/2009 do CONAMA, onde destacou um aumento expressivo conforme a profundidade das amostras, o que caracteriza uma interferência direta proveniente de descarte irregular de resíduos sólidos.

Em relação aos valores máximos permitidos (VMP) segundo a Resolução CONAMA nº396/08, para água subterrânea, o parâmetro coliforme termotolerante não apresentou conformidade nas análises realizadas, sendo que o valor encontrado no P-01 foi superior aos demais poços, sendo que se encontrava em uma área de vizinhança com propriedade rural.

Os parâmetros DBO e DQO, mesmo não tendo limites legais, apresentaram significativos valores, podendo apresentar relação com o percolado. Outro indicativo que a área em estudo está sofrendo influência do aterro sanitário em fase de finalização é a relação DQO/DBO.

No entanto, para os metais pesados analisados, nenhum deles apresentou não conformidade com os valores máximos permitidos pela legislação vigente.

As análises de solo e água subterrânea confirmam a existência da contaminação observada nos locais indicados pelos resultados geofísicos, demonstrando a importância do uso indireto de métodos geofísicos e as análises diretas para comprovação de alterações em aterros sanitários.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA. **Cadernos de recursos hídricos – Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. 2002. Brasília – DF. CD-ROM.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington DC, 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. ABAS. **Contaminação e Remediação de Águas Subterrâneas**. 2016. Disponível em: <http://www.abas.org/educacao_contaminacao.php>. Acesso em: 13 out. 2016.
- AZEVEDO, A. C. de; DALMOLIN, R. S. D. **Solos e ambiente: uma introdução**. Santa Maria: Ed. Palloti, 2004.
- BACAICOA, L. C. **Caracterização geoquímica do lixão de Canabrava, Salvador-Ba**. 2001. 96 f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- BARROS Y. J., MELO V. F., ZANELLO S., ROMANÓ E. N. L., LUCIANO P. R. - **Teores de Metais Pesados e Caracterização Mineralógica de Solos do Cemitério Municipal de Santa Cândida, Curitiba -PR**. R. Bras. Ci. Solo, 32:1763-1773, 2008.
- BARROS, R. G.; DIAS, P. P.; ARAÚJO, V. K. A. **Investigação de passivo ambiental na área do aterro sanitário de Hidrolândia-GO**. Instituto Federal de Goiás. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria - UFSM, v. 19, n. 3, p. 73-82, 2015.
- BELLEZONI, R. A. **Caracterização de Impacto Ambiental no Solo em um Aterro de Pequeno Porte**. Dissertação de Mestrado. 81f. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia - Bauru, 2012.
- BEREZUK, André G.; GASPARETTO, Nelson V. Ocorrência de chumbo e zinco na água subterrânea de Maringá-PR. In: XII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. **Revista Águas Subterrâneas**. São Paulo v. 16, n. 1 p.43-46, jan. 2002. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22679/14880>>. Acesso em: 30 out. 2016.
- BIONDI. C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRÍCIO NETA; A. B.; RIBEIRO, M. R. **Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco**. R. Bras. Ci. Solo, v. 35. 2011. p.1057-1066.
- BORBA, Ricardo P.; FIGUEIREDO, Bernardino R.; CAVALCANTI, José A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 57, n. 1, p. 45-57, jan./mar. 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0370-44672004000100009>. Acesso em: 30 out. 2016.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 2 set. 1981.

_____. Decreto nº 97.632, de 10 abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 12 abr. 1989.

CALIJURI M. L.; MELO A. L. O.; LORENTZ J. F. **Identificação de Áreas para Implantação de Aterros Sanitários com Uso de Análise Estratégica de Decisão**. Publicação do Centro de Desenvolvimento e Estudos (CDE) da Empresa de Informática e Informação do Município de Belo Horizonte – Prodabel, Vol 4, n 2, pag 71, Dezembro de 2002.

CARVALHO, C. C. N. **Gênese e transformação de solos em um tabuleiro do recôncavo baiano**. 2001. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal da Bahia, Salvador

CASTILHOS JÚNIOR, Armando B. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, Rima. Projeto PROSAB, 2003.

CELERE, Marina S.; OLIVEIRA, Aline S.; TREVILATO, Tânia Maria. B.; SEGURA, Suzana I. M. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, abr. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2007000400021>. Acesso em: 30 out. 2016.

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL. CETEM. **Método Allegra – Método alternativo de determinação de mercúrio em amostras ambientais**. 2006. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/mercurio/semiquanti/por/mercurio.htm>>. Acesso em: 15 out. 2016.

CHAPMAN, Deborah; KIMSTACH, Vitaly. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Londres: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. Cap.3, 60p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/resources/wqa/en/>. Acesso em: 15 out. 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Variáveis de qualidade das águas**. 1996. Disponível em:< <http://cetesb.sp.gov.br/aguas/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em: 30 set. 2016.

_____. CETESB. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo**. 2009. Disponível em:< <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em: 30 set. 2016

_____. CETESB. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo**. 2014. Disponível em: < <http://solo.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/34/2014/12/valores-orientadores-nov-2014.pdf>>. Acesso em: 15 out. 2016.

_____. CETESB. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Relatório Solos**. 2016. Disponível em: < <http://solo.cetesb.sp.gov.br/solo/informacoes-basicas/informacoes-basicas-solo/poluicao/.pdf>>. Acesso em: 13 out. 2016.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. CEMA. **Resolução nº 086, de 02 de abril de 2013**. Curitiba: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná, 2013. Publicado no Diário Oficial da União nº 8941, de 19 de abril de 2013, pág. 50.

_____. CEMA. **Resolução nº 094, de 04 de novembro de 2014**. Curitiba: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná, 2014. Publicado no Diário Oficial da União nº 9328, de 07 de novembro de 2014, pág. 92.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. **Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2008. Publicado no Diário Oficial da União nº 66, de 7 de abril de 2008, págs. 64-68.

_____. CONAMA. **Resolução nº 404, de 11 de novembro de 2008**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2008. Publicado no Diário Oficial da União nº 220, de 12 de novembro de 2008, pág. 93.

_____. CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2009. Publicado no Diário Oficial da União nº 249, de 30/12/2009, pág 81.

DEUSDARÁ, Mariana C. **Avaliação da qualidade da água do córrego sombrio a jusante do depósito de resíduos sólidos urbanos de Ponte Nova – MG**. 2011. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2011.

DINIS, Alzira; FRAGA, Helena. Poluição de Solos: Riscos e Consequências. **Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia da UFP**, Porto, v. 5, p. 97 - 106, 2005. Disponível em: < <http://edicoes.ufp.pt/revistas-das-faculdades>>. Acesso em: 15 out. 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Atual, 1997. 212p.

_____. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Avaliação dos Níveis de Metais Pesados em Solos e Sedimentos do Grupo Barreiras sob Depósito de Resíduos Sólidos Urbanos - Caso de Canabrava - Salvador – Bahia**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. 57p. 2011.

FARIAS, Luciana A.; SANTOS, Nathália Renata D.; FAVARO, Déborah I. T.; BRAGA, Elisabete S. Mercúrio total em cabelo de crianças de uma população costeira, Cananéia, São Paulo, Brasil. **Cadernos Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 10, p. 2249-2256, out. 2008. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/csp/v24n10/06.pdf>>. Acesso em: 30 out 2016.

FRANÇA, Rosiléa G.; RUARO, Édina C. R. Diagnóstico da disposição final dos resíduos sólidos urbanos na região da Associação dos Municípios do Alto Irani (AMAI), Santa Catarina. **Revista Ciência e Saúde Coletiva**. Rio de Janeiro, v. 14, n. 6, p. 35-43, dez; 2009. Disponível em: <
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232009000600026>. Acesso em: 15 out. 2016.

GOMES, Marco Antônio F.; SPADOTTO, Cláudio A.; LANCHOTTE, Vera Lúcia. Ocorrência do Herbicida Tebuthiuron na Água Subterrânea da Microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto – SP. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v. 11, p. 65-76, jan./dez. 2001. Disponível em: <
<http://revistas.ufpr.br/pesticidas/article/view/3136>>. Acesso em: 15 out. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2010. CD-ROM.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. IAP. **Portaria nº 260 de 26 de novembro de 2014**. Curitiba: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná, 2014. Publicado no Diário Oficial da União nº 9343, de 28 de novembro de 2014, pág. 91.

ISLAM, R.; LAHERMO, P.; SALMINEN, R.; ROJSTACZER, S.; PEURANIOEMI, V. **Lake and reservoir water quality affected by metals leaching from tropical soils, Bangladesh**. Environ. Geol., v. 39, n. 10, p. 1083-1089, 2000.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413 p.

LAGO, Alexandre L.; ELIS, Vagner R. Técnica de sondagem elétrica vertical utilizada no estudo de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF THE BRAZILIAN GEOPHYSICAL SOCIETY, 9. 2005, Salvador. **Anais...** Salvador: SBGf, 2005 p. 4.

LAUREANO, Andreza. T. **Estudos geofísicos no aterro sanitário de Cuiabá-MT**. 2007. 149 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Programa de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2007.

LIN, S. H.; CHANG, C. C. **Treatment of landfill leachate by combined electron-fenton oxidation and sequencing bath reactor method**. Water Research, v. 34, n. 17, 2000.

MARQUES, R. F. P. V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras - UFLA, 95p, 2011.

MEDEIROS, Gerson A.; REIS, Fabio A. G. V.; SIMONETTI, Fabiano D.; BATISTA, Giordano; MONTEIRO, Thiago; CAMARGO, Vinicius; SANTOS, Luis Felipe S.; RIBEIRO, Luis Fernando M. Diagnóstico da qualidade da água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho, no Estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 2, p. 169-186, mai./ago. 2008a.

MELO, V. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SINGH, B.; NOVAIS, R. F.; FONTES, M. P. F. **Propriedades químicas e cristalográficas da caulinita e dos óxidos de ferro**

em sedimentos do grupo barreiras no município de Aracruz, Estado do Espírito Santo. R. Bras. Ci. Solo, 26:53- 64, 2002.

MORAIS, J. L. de; SIRTORI, C.; ZAMORA, P. P. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional.** Química Nova, v. 29, n. 1, p. 20-23, 2006.

MUNÕZ, Suzana Inês S. **Impacto Ambiental na área de aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: Avaliação dos níveis de metais pesados.** 2002. 131 f. Tese (Doutorado em Enfermagem) - Programa de Pós-Graduação de Enfermagem em Saúde Pública- Linha de Pesquisa: Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

NAKAMURA, Cláudia Y. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitário em Minas Gerais.** 2012. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2012.

OGA, Seizi; CAMARGO, Márcia A.; BASTITUZZO, José Antônio O. **Fundamentos de Toxicologia.** São Paulo: Atheneu Editora, 3ª edição, 2008.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. **Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão.** Revista Virtual Química. vol 3. 2011. p.88-102.

PEDROZO, M. F. M., LIMA I. V. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos.** Cadernos de Referência Ambiental - Centro de Recursos Ambientais – CRA . Núcleo de Estudos Avançados do Meio Ambiente – NEAMA. Governo da Bahia, v. 2, 128p, Salvador-Bahia, 2001.

PELEGRINI, N. N. de B., PELEGRINI, R. T., PATERNIANI, J. E. S. **Filtração Lenta no Tratamento de Percolado de Aterro Sanitário.** Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP. Pesquisa e Tecnologia Minerva 4(1): 85-93. 2007.

RIBEIRO, Giorgio M.; MAIA, Celsemy E; MEDEIROS, José F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.1, p.15-22, jan. /mar. 2005.

RUSSO M. A. T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário** – Tese de Doutorado apresentada a Universidade do Minho. Escola de Engenharia. Maio de 2005.

SANTOS, Aldecy A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá – MT.** 2008. 111 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Programa de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2008.

SCHNEIDER, Paulo; KLAMT, Egon; GIASSON, Elvio. **Morfologia do solo: Subsídios para caracterização e interpretação de solos a campo.** Guaíba: Agrolivros, 2007, p.66.

- SOARES, Paulo Sérgio M.; YOKOYAMA, Lídia; FREIRE, Denize D.C. **Transporte de metais pesados no solo no contexto da disposição de resíduos sólidos.** Série Tecnologia Ambiental. CETEM / MCT: 2005. 43p. Disponível em: <www.cetem.gov.br/series/serie.../item/.../181_abeff61559dce0091c7f14afd63007ed>. Acesso em: 15 out. 2016.
- SODRÉ F. F., LENZI E. **Utilização de Modelos Físico-Químicos de Adsorção no Estudo do Comportamento do Cobre em Solos Argilosos.** Quim. Nova, Vol. 24, No. 3, 324-330, 2001.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry.** San Diego: Academic Press, 1995. 267 p.
- SPERLING, Marcos V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- SUSUKI, Eneas Y.; TAIOLI, Fábio; RODRIGUES, Cristiane L. Avaliação do comportamento geoquímico do solo da região do lixão de Ilha Bela-SP. **Revista Águas Subterrâneas.** São Paulo, v.19, n. 2, p.67-76, jul. 2005.
- TADA A. M.; Almeida A. M.; Gonçalo P. R. Jr; Kimura W. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte.** EACH – Escola de Arte, Ciências e Humanidades. Livro financiado com recursos do Fundo de Recursos Hídricos - PROSAB. Editora Rima Artes e Textos. São Paulo, 2009.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. UNEP. **Global Mercury Assessment 2013: sources, emissions, releases and environmental transport.** Geneva, 2013. 42 p. Disponível em: <<http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2016
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. USEPA. **Soil screening guidance: Technical background document.** Washington, Office of Solid Waste and Emergency Response, 168p. 1995.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO. **Environmental Health Criteria 200.** Copper. Geneva: WHO, 1998.
- _____. WHO. **Guidelines for drinking-water quality.** 4th ed. Geneva, 2011. 564p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/index.html>. Acesso em: 30 out. 2016.
- ZANELLO, Sonia **Caracterização Mineralógica e Avaliação dos Teores de Cr, Ni, Cu, Zn e Pb dos Solos do Entorno do Aterro Sanitário da Caximba em Curitiba (PR).** 2006. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- ZANELLO, Sonia; MELO, Vander. F.; WOWK, Gisele. I. T. H. Mineralogia e Teores de Cromo, Níquel, Cobre, Zinco e Chumbo nos Solos no Entorno do Aterro Sanitário da Caximba em Curitiba-PR. **Scientia Agraria.** Curitiba, v.10, n.1, p.051-060, jan. / feb; 2009.