



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ – CAMPUS ITABIRA
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE RECURSOS
HÍDRICOS – PROFÁGUA

GERALDO RAMOS MADEIRA

A CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ATERRO
SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE ITABIRA (MG): Estudo de Caso

Área de Concentração: Regulação e Governança de
Recursos Hídricos

Linha de Pesquisa: Segurança Hídrica e Usos
Múltiplos da água

ITABIRA
2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ – CAMPUS ITABIRA
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE RECURSOS
HÍDRICOS – PROFÁGUA 2019

GERALDO RAMOS MADEIRA

**A CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ATERRO
SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE ITABIRA (MG): Estudo de Caso**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), da Universidade Federal de Itajubá *Campus* de Itabira (UNIFEI) como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. José Augusto Costa Gonçalves

ITABIRA

2020



AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que, ao longo de todo o processo, me proveu sabedoria, luz e força para vencer mais essa etapa.

Agradeço à Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, à Agência Nacional de Águas – ANA, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES e ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - ProfÁgua, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico.

Agradeço à equipe de professores e funcionários Universidade Federal de Itajubá, Campus Itabira – UNIFEI, em especial ao meu orientador, Prof. Dr. José Augusto Costa Gonçalves, por todo incentivo, acompanhamento, orientações, apoio e dedicação incansável ao Programa.

À minha esposa Denísia Madeira e meus filhos, pelo encorajamento, compreensão, amor, paciência e companheirismo principalmente na etapa final do trabalho.

À minha amicíssima Prof. Dra. Fabiane Clemente, por sua disponibilidade nas consultorias e análises que muito ajudaram na direção desse projeto de pesquisa.

Aos meus queridos colegas de mestrado, por todo companheirismo, amizade, alegria, experiências e contribuições científicas compartilhadas nesta caminhada, em especial à Gisely Oliveira e Josiano Silva pelos suportes tecnológicos imprescindíveis na realização desse projeto.

Agradeço também ao Robson Souza da SMDU Itabira, Ivanir Júnior da Ecolabore Engenharia e Hugo Andrade pelo compartilhamento das informações técnicas do aterro sanitário de Itabira.



RESUMO

A disposição incorreta de lixo e resíduos diversos pode causar danos ambientais significativos, onde se incluía contaminação dos solos e dos recursos hídricos. Esses materiais podem conter substâncias químicas com características tóxicas, tais como os metais tóxicos que, através do chorume gerado atingem o solo e os corpos hídricos superficiais e subterrâneos. A importância de estudar esses recursos hídricos justifica-se pela necessidade de se conhecerem esses potenciais contaminantes, bem como, a sua evolução na área afetada. Neste contexto, o presente estudo foi realizado na área do aterro sanitário de Itabira/MG e avaliou os resultados dos monitoramentos da água subterrânea local, realizados em laboratórios no período de 2010 a 2019, quanto à presença dos elementos contaminantes cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco. Por meio dos resultados das análises comprovou-se que em todos os pontos estudados as concentrações desses metais ultrapassaram os limites legais estabelecidos. Foi produzido o mapa do NA da área, onde evidenciou-se que as maiores concentrações dos elementos contaminantes pesquisados foram identificadas nos pontos localizados à jusante da área de disposição final de lixo e, principalmente, onde o nível freático da água está mais alto. Um estudo realizado em 2017 a partir da aplicação do método *GOD*, que leva em consideração o tipo de aquífero, caracterizou o local com um índice de moderada vulnerabilidade. Foram confeccionados mapas que demonstraram a evolução dos contaminantes registrados nos monitoramentos realizados no período analisado. Em decorrência dos resultados obtidos, bem como, da relevância da microbacia local para a captação de água para o abastecimento municipal, é de suma importância que sejam realizadas ações de monitoramento contínuo das águas subterrâneas e superficiais. Recomenda-se também a continuidade dos estudos da contaminação da área com ênfase na proposição de metodologias de remediação da água subterrânea contaminada.

Palavras-chave: água subterrânea; vulnerabilidade; resíduos sólidos; contaminação.



ABSTRACT

Incorrect disposal of waste and miscellaneous waste can cause significant environmental damage, including the contamination of soils and water resources. These materials may contain chemical substances with toxic characteristics, such as toxic metals that, through the generated leachate, reach the soil and superficial and underground water bodies. The importance of studying those water resources is justified by the need to know these potential contaminants, as well as their evolution in the affected area. In this context, the present study was carried out in the Itabira/MG landfill area, and evaluated the results of the monitoring of local groundwater, carried out in laboratories from 2010 to 2019, regarding the presence of inorganic elements cadmium, lead, copper, chrome and zinc. Through the results of the analysis, it was evidenced that in all the studied points the concentrations of these metals exceeded the established legal limits. The NA map of the area was produced, showing that the highest concentrations of the inorganic elements surveyed were identified at points located downstream of the final waste disposal area and, especially, where the underground water level is highest. A study carried out in 2017 using the GOD method, which takes into account the type of aquifer, characterized the site with a moderate vulnerability index. Maps were made that showed the evolution of inorganic contaminants registered in the monitoring carried out in the analyzed period. As a result of the results obtained, as well as the relevance of the local microbasin for capturing water for municipal supply, it is of paramount importance that actions are carried out for the continuous monitoring of ground and surface water. It is also recommended to continue the studies of contamination of the area with an emphasis on proposing methodologies for the remediation of contaminated groundwater.

Keywords: groundwater; vulnerability; solid waste; contamination.



LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABAS	Associação Brasileira de Águas Subterrâneas
ABRELPE	Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACGIH	American Conference of Governmental and Industrial Hygienists
ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de preservação permanente
ASTM	Standard Practice for Low-Flow Purging and Sampling for Wells
BEI	Biological Exposure Indice
BIS	Bureau of Indian Standard
BRP	Barreira reativa permeável
BTEX	Benzeno, tolueno, etil-benzeno e os xilenos
CEMPRE	Compromisso Empresarial para a Reciclagem
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CHC	Compostos de hidrocarbonetos clorados
CODEMA	Conselho Municipal de Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DBQ	Demanda bioquímica de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETA	Estação de Tratamento de Água
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
ITAURB	Empresa de Desenvolvimento de Itabira Ltda
LNAPL	Líquido leve menos denso que a água
LVA	Latossolo vermelho-amarelo
MDE	Modelo digital de elevação
mg/L	Miligrama por litro
MMA	Ministério do Meio Ambiente



mPa	Polar Atlântica
mTa	Tropical Atlântica
NA	Nível da água
NAPL	Líquido em fase não aquosa
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAH	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
PCMSO	Programa de Controle Médico de Saúde Ocupacional
PIB	Produto Interno Bruto
PM	Poço de monitoramento
PNRH	Plano Nacional de Recursos Hídricos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSS	Resíduos de serviço de saúde
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SEGRH	Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SISEMA	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais
SMDU	Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano
SUPRAM	Superintendência Regional de Regularização Ambiental
SVE	Sistema de extração de vapores
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UTM	Universal Transversa de Mercator
VI	Valores de intervenção
VOC	Compostos orgânicos voláteis



LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática das províncias hidrogeológicas do Brasil vs bacias hidrográficas.....	17
Figura 2 - Rede mineira de monitoramento das águas subterrâneas	20
Figura 3 - Representação esquemática das províncias hidrogeológicas de Minas Gerais	21
Figura 4 - Representação dos sistemas aquíferos de Minas Gerais	22
Figura 5 - Principais fontes de degradação da água subterrânea	23
Figura 6 - Sistema do método GOD para avaliação da vulnerabilidade e contaminação dos aquíferos	33
Figura 7 - Representação esquemática de um lixão ou vazadouro	37
Figura 8 - Representação esquemática de um aterro controlado	38
Figura 9 - Representação esquemática de um aterro sanitário.....	39
Figura 10- Geração de resíduos sólidos no Brasil (t/dia)	40
Figura 11 - Geração de resíduos sólidos per capita no Brasil (kg/hab/dia).....	40
Figura 12 - Localização do aterro sanitário de Itabira, MG	53
Figura 13 - Localização do aterro sanitário em relação à área urbana do município de Itabira - MG.....	54
Figura 14 - Lixão de Itabira no ano de 1992	55
Figura 15 - Lixão de Itabira no ano de 1992	55
Figura 16 - Lixão de Itabira no ano de 1992	56
Figura 17 - Lixão de Itabira no ano de 2010	56
Figura 18 – Situação anterior do sistema de drenagem da área do aterro	58
Figura 19 - Implantação do sistema de drenagem do aterro.....	58
Figura 20 – Instalação de drenos verticais na área do aterro	59
Figura 21 – Transição de lixão/aterro controlado/aterro sanitário em fev/2011.....	59
Figura 22 – Transição de lixão/aterro controlado/aterro sanitário em out/2010	60
Figura 23 – Transição de lixão/aterro controlado/aterro sanitário em set/2011	60
Figura 24 – Falta de cobertura e compactação do lixo disposto no aterro.....	61
Figura 25 – Grande quantidade de resíduos a céu aberto	62
Figura 26 – Escoamento superficial do chorume.....	62
Figura 27 – Lagoa de armazenamento de chorume operando acima da sua capacidade	63



Figura 28 – Processos erosivos na base dos taludes frontais	64
Figura 29 - Cronologia das alterações realizadas no aterro sanitário de Itabira	65
Figura 30 - Localização do município de Itabira e da microbacia do córrego Duas Barras	67
Figura 31 - Perfis hidro-litológicos das sondagens da área do aterro sanitário.	69
Figura 32 – Mapa de vulnerabilidade ambiental à contaminação do aquífero na área do aterro sanitário de Itabira por meio do método GOD	71
Figura 33 - Mapa de vulnerabilidade ambiental à contaminação do aquífero na área do aterro sanitário de Itabira por meio do método GOD, com a escala em classe	72
Figura 34 - Mapa da vulnerabilidade ambiental associada à localização das estruturas instaladas no aterro sanitário de Itabira	73
Figura 35 - Temperaturas e precipitações médias em Itabira, MG.....	75
Figura 36 - Hidrografia da microbacia do córrego Duas Barras.....	76
Figura 37 - Mapa geológico do município de Itabira, MG	79
Figura 38 – Fragmento do mapa geológico de Itabira com destaque para a área do Aterro Sanitário.....	80
Figura 39 – Perfis geológicos e perfis de solo do aterro municipal de Itabira, MG (sem escala).....	83
Figura 40 – Perfis hidro-litológicos das sondagens (sem escala).	84
Figura 41 – Mapa dos domínios e subdomínios hidrogeológicos de Itabira, MG	86
Figura 42 - Mapa dos sistemas aquíferos do município de Itabira, MG	87
Figura 43 -Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia do córrego Duas Barras..	89
Figura 44 - Representatividade do uso e ocupação do solo na APP	90
Figura 45 - Localização dos poços de monitoramento da qualidade da água.....	95
Figura 46 -Campanhas de monitoramentos hídrico.....	97
Figura 47 - Manutenção da lagoa de armazenamento temporário e recolhimento do chorume	98
Figura 48 - Controle de retirada de chorume para o tratamento na ETE.....	98
Figura 49 – Manutenção das vias de circulação e sistema de drenagem pluvial.....	99
Figura 50– Sistema de drenagem e queima dos gases	99
Figura 51 –Sistema de impermeabilização de fundo e de laterais	100
Figura 52- Recobrimento dos resíduos na célula atual	100
Figura 53 – Instalação de tela para controle de dispersão de resíduos pelo vento	101



Figura 54 - Manutenção de taludes da área do aterro	101
Figura 55 - Guarita de entrada, balança e cercamento da área do aterro.....	102
Figura 56 - Cópia da licença ambiental do aterro sanitário	102
Figura 57 - Mapa do nível d'água	105
Figura 58 – Mapa potenciométrico do aterro sanitário de Itabira, MG	106
Figura 59 – Mapa do modelo digital de elevação do aterro sanitário de Itabira, MG	107
Figura 60 – Detalhes da drenagem de percolado.....	108
Figura 61 – Áreas contaminadas por Chumbo – 2010	110
Figura 62 -Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2010	111
Figura 63 - Áreas contaminadas por Cromo – 2010.....	112
Figura 64 - Áreas contaminadas por Zinco – 2010.....	113
Figura 65 - Áreas contaminadas por Cádmio – 2011	115
Figura 66 - Áreas contaminadas por Cádmio – 2017	115
Figura 67 - Áreas contaminadas por Cádmio – 2019	116
Figura 68 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2011.....	118
Figura 69 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2013.....	118
Figura 70 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2017.....	119
Figura 71 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2018.....	119
Figura 72 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2019.....	120
Figura 73 - Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2011	121
Figura 74 - Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2013	122
Figura 75 - Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2019	122
Figura 76 - Áreas contaminadas por Cromo – 2013.....	124
Figura 77 - Áreas contaminadas por Cromo – 2017.....	124
Figura 78 - Áreas contaminadas por Cromo – 2018.....	125
Figura 79 - Áreas contaminadas por Cromo – 2019.....	125
Figura 80 - Áreas contaminadas por Zinco – 2011.....	127
Figura 81 - Áreas contaminadas por Zinco – 2013.....	127
Figura 82 - Áreas contaminadas por Zinco – 2017.....	128
Figura 83 - Áreas contaminadas por Zinco – 2018.....	128
Figura 84 - Áreas contaminadas por Zinco – 2019.....	129



LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de municípios no Brasil por tipo de disposição final adotada – 2017	41
Tabela 2 - Informações dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira ..	68
Tabela 3 - Valores indicativos da vulnerabilidade ambiental do aquífero na área do aterro sanitário de Itabira	70
Tabela 4 - Classes e áreas da microbacia e da APP.....	88
Tabela 5 – Cronograma de coletas e metodologias de análises nos laboratórios.....	93
Tabela 6 - Informações dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira	104
Tabela 7 – Valores orientadores solo e água subterrânea CETESB (2005)	109
Tabela 8 – Resultados da análise preliminar dos elementos contaminantes.....	109
Tabela 9 - Resultados das análises do Cádmio (mg/L).....	114
Tabela 10 - Resultados das análises de Chumbo (mg/L).....	117
Tabela 11 - Resultados das análises de Cobre Dissolvido (mg/L)	121
Tabela 12 -Resultados das análises de Cromo (mg/L)	123
Tabela 13 - Resultados das análises de Zinco (mg/L).....	126



LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais métodos de análise para a determinação da vulnerabilidade e perigo de contaminação de aquíferos	28
Quadro 2 - Lista de dados e informações necessárias para a caracterização da vulnerabilidade	31
Quadro 3 - Classes de vulnerabilidade do índice <i>GOD</i>	34



SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	JUSTIFICATIVA	12
3	OBJETIVOS	13
3.1	Objetivo Geral	13
3.2	Objetivos Específicos	13
4	ADERÊNCIA	14
5	REFERENCIAL TEÓRICO	15
5.1	A água subterrânea no Brasil	15
5.2	A gestão da água subterrânea no estado de Minas Gerais	17
5.3	Aspectos associados à qualidade da água subterrânea	22
5.4	Vulnerabilidade das águas subterrâneas	26
5.5	Principais métodos de avaliação de vulnerabilidade	27
5.5.1	<i>O método GOD</i>	<i>30</i>
5.6	A disposição dos resíduos sólidos urbanos no Brasil	35
5.7	A contaminação da água subterrânea por lixões	41
5.7.1	<i>Lixão do município de São Pedro da Aldeia, RJ</i>	<i>44</i>
5.7.2	<i>Lixão de Roger - João Pessoa, PB</i>	<i>45</i>
5.7.3	<i>Depósito de resíduos sólidos da Cidade de Erode – Tamil Nadu - Índia.</i>	<i>46</i>
5.8	Os principais elementos contaminantes presentes no chorume	48
5.8.1	<i>Cádmio</i>	<i>48</i>
5.8.2	<i>Cromo</i>	<i>49</i>
5.8.3	<i>Cobre</i>	<i>49</i>
5.8.4	<i>Chumbo</i>	<i>50</i>
5.8.5	<i>Zinco</i>	<i>51</i>
6	Caracterização da área de estudo	53



6.1	Aterro sanitário de Itabira	53
6.1.1	<i>A coleta orgânica e seletiva de resíduos sólidos em Itabira</i>	65
6.1.2	<i>Localização e características regionais da área de estudo</i>	66
6.1.3	<i>Avaliação da vulnerabilidade natural do aquífero da área do aterro sanitário</i>	67
6.2	Clima	74
6.3	Bacia hidrográfica	75
6.4	Geologia	77
6.5	Geomorfologia e Pedologia	81
6.6	Hidrogeologia	84
6.7	Uso e ocupação do solo da microbacia córrego Duas Barras	88
7	MATERIAIS E MÉTODOS	91
7.1	Metodologia utilizada pelas equipes responsáveis pelo monitoramento dos parâmetros físico, químicos e biológicos do aterro sanitário	91
7.2	Metodologia de elaboração dos mapas	95
7.3	Relatório das visitas técnicas realizada no aterro sanitário	96
8	RESULTADOS E DISCUSSÕES	103
8.1	Caracterização hidrogeológica da área do aterro sanitário de Itabira	103
8.2	Identificação dos teores dos elementos contaminantes na água subterrânea	108
8.3	Mapeamento da evolução dos elementos contaminantes na área do aterro sanitário	113
8.3.1	<i>Cádmio</i>	114
8.3.2	<i>Chumbo</i>	116
8.3.3	<i>Cobre Dissolvido</i>	120
8.3.4	<i>Cromo</i>	123
8.3.5	<i>Zinco</i>	126



8.4	Análise da contaminação do aquífero por elementos contaminantes x vulnerabilidade ambiental da área do aterro sanitário de Itabira	129
9	CONCLUSÕES	132
	REFERÊNCIAS	135



1 INTRODUÇÃO

A distribuição de água no mundo, de acordo Albuquerque Filho *et al.* (2011), ocorre de maneira irregular entre um continente e outro, dentre os diversos países, ou mesmo quando comparadas regiões diferentes de um mesmo país. Isto ocorre em relação aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Neste mesmo contexto, o Ministério do Meio Ambiente - MMA (BRASIL, 2007), descreve que a distribuição de maneira não uniforme de água doce na superfície do planeta, corrobora a existência de regiões de extrema escassez e regiões com relativa abundância.

A Agência Nacional de Águas - ANA (2019) descreve que o Brasil detém cerca de 12% da disponibilidade de água doce da Terra, demonstrando ainda essa discrepância na distribuição desse recurso no país. No Brasil existem regiões extremamente ricas, como a região Norte, onde 68,5% do volume da água do país estão localizados e abriga apenas 5% da população. Nas demais regiões do país, que abrigam 95% população, encontram-se apenas 31,5% da totalidade de água doce disponível. As regiões do país que têm a menor concentração de recursos hídricos são aquelas que possuem maior densidade demográfica. Essa distribuição hídrica de forma desigual afeta o consumo *per capita*, além de provocar a deterioração da qualidade da água para o consumo humano (ANA, 2019).

Alinhados a essa prerrogativa, os autores Tucci, Hespanhol e Netto (2000) chamam a atenção para o grande desafio que a sociedade brasileira tem quanto à gestão dos seus recursos hídricos e a conservação dos sistemas naturais. Descrevem os autores que as diretrizes pertinentes a esse tema devem levar em conta vários fatores relacionados com as condições sociais e econômicas do país. É notório que ações que visam preservar os recursos hídricos tornam-se cada vez mais importantes, uma vez que, de acordo com a ANA (2017), a disponibilidade hídrica no Brasil já apresenta uma tendência de grande redução. Isso tudo associado a uma crescente demanda de água.

Essa situação atual referente à disponibilidade dos recursos hídricos constitui um desafio para a sociedade brasileira. É urgente a proposição de ações e estudos para a adequada governança dos recursos hídricos do país, levando sempre em conta a qualidade, quantidade e demanda a ser atendida. Vários fatores vêm contribuindo para impactar de forma negativa a qualidade do recurso hídrico disponível para o atendimento dessa demanda. De acordo com



ANA (2017), a sucessão de eventos críticos dos últimos anos no Brasil e no mundo, associados à contaminação das águas pela ação antrópica, tem evidenciado a importância do sistema de gestão de recursos hídricos e a necessidade de investimentos em infraestrutura visando garantir a oferta desse recurso em volume e qualidade, que atendam às condições necessárias para o desenvolvimento do país.

A qualidade da água é tão importante quanto a quantidade, quando se trata de atender às necessidades básicas dos seres humanos e do meio ambiente, entretanto, apesar de as duas questões estarem intimamente interligadas, nas décadas recentes esse aspecto recebeu bem menos investimentos, apoio científico e atenção do público que a sua quantidade. (ANA, 2013).

Entre os aspectos que afetam negativamente a qualidade das águas destacam-se as fontes de poluição antrópicas como as fossas, os esgotos domésticos e industriais, os vazamentos em postos de gasolina, os lixões, os agrotóxicos utilizados na agricultura, os poços profundos mal instalados ou abandonados, dentre outros. A poluição provocada pelas atividades humanas, o aumento da população mundial, a destruição dos aquíferos pelas atividades de mineração, o consumo excessivo e o alto grau de desperdício são fatores que colocam em risco a disponibilidade de água doce (BRASIL, 2007).

Estudos apresentados por Pinheiro e Mochel (2018) descrevem que as atividades de disposição final de resíduos sólidos devem ser consideradas como fontes potenciais de contaminação, mesmo aquelas em que tenham sido implantadas medidas de segurança à unidade. Complementam as autoras que no Brasil, os danos ambientais em virtude da disposição inadequada de resíduos sólidos ainda são muito comuns. Concernentes a essa colocação, Guerra e Cunha (2018) descrevem algumas consequências adversas que a grande geração dos resíduos sólidos e a sua segregação e destinação final de forma inadequada podem trazer ao meio ambiente. Dentre essas consequências está a contaminação de diversos mananciais superficiais e subterrâneos, ampliando problemas e gerando gastos de recursos para a remediação.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, promovida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008), revelou que mais de 70% dos municípios brasileiros faziam disposição dos seus resíduos sólidos em lixões e aterros controlados até o ano de 2008.



No entanto, Lopes e Piedade (2010) apontam que os registros de ocorrências de contaminação do solo por resíduos sólidos existem em todo o planeta.

Os locais de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) têm recebido especial atenção nos últimos anos, por representarem potencial fonte de contaminação do solo, da água e do ar. Diversos são os locais em que os resíduos não estão dispostos adequadamente, abrangendo extensas áreas, não se observando as limitações legais e desobedecendo a normas e técnicas de manejo adequado (MONDELLI *et al.*, 2016).

De acordo com Piaz e Ferreira (2011), Kemerich *et al.* (2013) e Oliveira *et al.* (2014), o descarte indevido de resíduos contendo os metais pesados como as pilhas, baterias, tintas, dentre outros, apresentam elementos químicos altamente poluentes tanto ao homem quanto à natureza, podendo ser lixiviados e contaminar o solo, as água superficiais e subterrâneas e também a fauna e a flora das regiões afetadas.

Esse lixiviado, gerado nessas áreas de depósitos de resíduos sólidos e considerado como um dos elementos mais impactantes na contaminação do meio ambiente, tem sido estudado há mais de 30 anos. No entanto, apenas a identificação do problema não é o suficiente; é necessária a realização de estudos que previnam essas contaminações, auxiliando no planejamento e evitando a necessidade de remediação de áreas já degradadas (PINHEIRO *et al.*, 2018).

O estudo publicado por BRASIL (2007) adverte que, devido às baixas velocidades de infiltração e aos processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem na zona não saturada do solo, naturalmente os aquíferos são mais protegidos da poluição. No entanto, complementa BRASIL (2007), que, ao contrário das águas superficiais, uma vez ocorrida a poluição das águas subterrâneas, as baixas velocidades de fluxo tendem a promover uma recuperação muito lenta da qualidade e, dependendo do tipo de contaminante, essa recuperação pode levar anos, com custos muito elevados.

Mondelli *et al.* (2016) descrevem que muitos países desenvolvidos já contam com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas. Complementam as autoras que, seguindo o exemplo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) publicou, em 2005, uma lista preliminar de valores orientadores, atualizada em 2014, para proteção da qualidade dos solos e das águas



subterrâneas, os quais foram estabelecidos para agilizar e facilitar as decisões para prevenção e controle da poluição dos solos e das águas subterrâneas.

Oliveira *et al.* (2014) descrevem sobre as resoluções nº 357 e 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que regulamentam o estabelecimento de critérios e valores orientadores referentes à presença de substâncias químicas e estabelecendo protocolos para a proteção da qualidade do solo e da água (BRASIL, 2005; BRASIL, 2009). A Resolução CONAMA nº 357 estabelece as concentrações máximas dos contaminantes para as diferentes classes de água (doce, salobra e salina). Quanto ao solo e águas subterrâneas, a Resolução CONAMA nº 420 estabelece os valores de prevenção e investigação para os elementos contaminantes, recomendando ainda que os valores de referência sejam estabelecidos pelos estados.

De acordo com a Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), no Brasil, constitucionalmente, é de competência do poder público o gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos nas cidades. Tendo isso em vista, o Estado deve adotar políticas de regulamentação na gestão dos resíduos, com instrumentos e planos em nível nacional, estadual e municipal (BRASIL, 2010).



2 JUSTIFICATIVA

O presente estudo se faz relevante no âmbito da gestão de recursos hídricos do município de Itabira, Minas Gerais, pois se encontra em fase final a obra de adequação realizada pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) para ampliação da Estação de Tratamento de Água (ETA) Gatos. A ETA Gatos terá a sua capacidade de captação e tratamento mais que dobrada, passando dos atuais 90 L/s para 190 L/s, tornando-se a maior ETA de Itabira.

Essa captação de água será feita no ribeirão Jirau, que está localizado à jusante do córrego Duas Barras, irá injetar mais 100 L/s no abastecimento de água tratada do município de Itabira. Atualmente esse corpo hídrico já é utilizado como um ponto de captação emergencial pelo SAAE, como complemento do Sistema Gatos que é responsável por cerca de 25% (vinte e cinco por cento) do abastecimento de água da cidade.

Os períodos de estiagem têm provocado a falta d'água em diversos bairros de Itabira. O sistema de abastecimento sofre com a escassez e o reflexo é nível baixo em todos os 60 reservatórios instalados. Diante desse cenário o SAAE, autarquia municipal que é responsável pelo abastecimento, trabalha com medidas paliativas para minimizar o problema, aliadas ao uso consciente pela população. A operação de manobra abrange todos os bairros da cidade. Em períodos de racionamentos, ora um, ora outro bairro tem o seu abastecimento interrompido para o atendimento da coletividade.

Existe a necessidade de avaliar, discutir e disponibilizar dados e informações para a sociedade sobre a qualidade do corpo hídrico da área da pesquisa. Essa iniciativa poderá subsidiar futuras decisões com propostas de metodologias mais eficientes para a gestão dos potenciais riscos de contaminação dos aquíferos associados à disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos.

Portanto, diante da relevância ambiental em que o aquífero da área do aterro sanitário se encontra e da grande importância que a microbacia do córrego Duas Barras apresenta para o abastecimento público do município de Itabira, configura-se estratégico desenvolver estudos que visam proteger esse corpo hídrico das fontes de contaminações.



3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Investigar e avaliar a qualidade das águas subterrâneas na área do Aterro Sanitário do município de Itabira, Minas Gerais.

3.2 Objetivos Específicos

- a) Apresentar a caracterização hidrogeológica da área do aterro sanitário do município de Itabira, Minas Gerais;
- b) Identificar os teores dos elementos contaminantes cádmio, cromo, chumbo, cobre dissolvido e zinco da água subterrânea na área do aterro sanitário do município de Itabira, Minas Gerais;
- c) Avaliar a evolução espacial e cronológica dos elementos contaminantes na área analisada;
- d) Analisar os resultados da pesquisa realizada em 2017 sobre os índices da vulnerabilidade desse aquífero devido à disposição de resíduos sólidos no local;
- e) Elaborar um modelo de *checklist* com os principais itens de abordagens para a inspeção operacional e ambiental de aterros sanitários.



4 ADERÊNCIA

Esta dissertação corrobora o objetivo do mestrado, atendendo à área de concentração Regulação e Governança de Recursos Hídricos, correspondendo à linha de pesquisa Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água, buscando aliar a teoria às necessidades práticas do sistema de recursos hídricos.

Objetivando-se a adequação à linha de pesquisa escolhida, este trabalho propõe investigar e avaliar a qualidade das águas subterrâneas na área do Aterro Sanitário do município de Itabira/MG, desenvolvendo e aplicando métodos e ferramentas para o conhecimento da contaminação de mananciais hídricos subterrâneos, das doenças de veiculação hídrica e da degradação de ambientes subsuperficiais.



5 REFERENCIAL TEÓRICO

5.1 A água subterrânea no Brasil

A gestão de recursos hídricos no Brasil necessita avançar para explorar melhor as dinâmicas diferenciadas de águas superficiais e subterrâneas. A inclusão dos componentes subterrâneos de recursos hídricos nos planos de bacias, o disciplinamento do uso da água subterrânea mediante um programa de licenças e outorgas, e a avaliação das reservas por meio do planejamento regional são medidas fundamentais para o melhor uso de águas subterrâneas. A avaliação econômica desse recurso hídrico e dos custos econômicos, sociais e ambientais de sua exploração é fundamental (TUNDISI, 2014).

No caso das águas subterrâneas, quando comparada à gestão das águas superficiais, é notória a defasagem do conhecimento básico, do monitoramento e de estudos hidrogeológicos que indiquem com certo grau de certeza o comportamento dessas águas e características dos aquíferos, além da necessidade de implementação de mecanismos legais e capacitação técnica e social (BRASIL, 2007).

Nesse sentido, uma efetiva gestão integrada e proteção dos aquíferos compreende:

- O acompanhamento das áreas contaminadas e o cadastramento de fontes poluidoras.
- A remediação (processo de despoluição e minimização dos impactos negativos) das áreas contaminadas.
- A fiscalização e o acompanhamento dos lançamentos de efluentes e da disposição de resíduos.
- O reconhecimento da água subterrânea como um recurso estratégico, incentivando sistemas de abastecimento mistos: águas subterrâneas e águas superficiais (BRASIL, 2007).

Embora a gestão das águas subterrâneas seja de responsabilidade dos órgãos estaduais, essas estão sendo tratadas em um programa nacional, isso devido à necessidade da gestão integrada desse recurso, considerando o fato de que os aquíferos quase sempre extrapolam os limites das bacias hidrográficas, estados e países, sendo necessários mecanismos de articulação entre os entes envolvidos. Além disso, os municípios também exercem papel importante na gestão de recursos hídricos, pois esses são os responsáveis pela política de uso e ocupação do solo, que tem relação direta com a proteção das águas subterrâneas (BRASIL, 2018).



Nesse contexto, e segundo a publicação de BRASIL (2018), o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), através do seu Programa VIII (Programa Nacional de Águas Subterrâneas), busca tratar o tema águas subterrâneas com a devida importância, utilizando questionamentos transversais e correlatas nos demais programas. As diretrizes e ações, para efeito do detalhamento estão divididas em três subprogramas, sendo eles:

a) Ampliação do Conhecimento Hidrogeológico Básico subdividido em três ações: estudos e projetos para aquíferos de abrangência transfronteiriça e interestadual; estudos e projetos em escala local; e o monitoramento quali-quantitativo das águas subterrâneas. Esta divisão foi utilizada para compartimentar as escalas de trabalho (regional e local) e para destacar o monitoramento, uma vez que é base para a obtenção de dados com o objetivo de instruir os estudos e projetos em águas subterrâneas.

b) Desenvolvimento dos Aspectos Institucionais e Legais foi concebido com vistas à promoção da gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, englobando efetivamente o componente das águas subterrâneas.

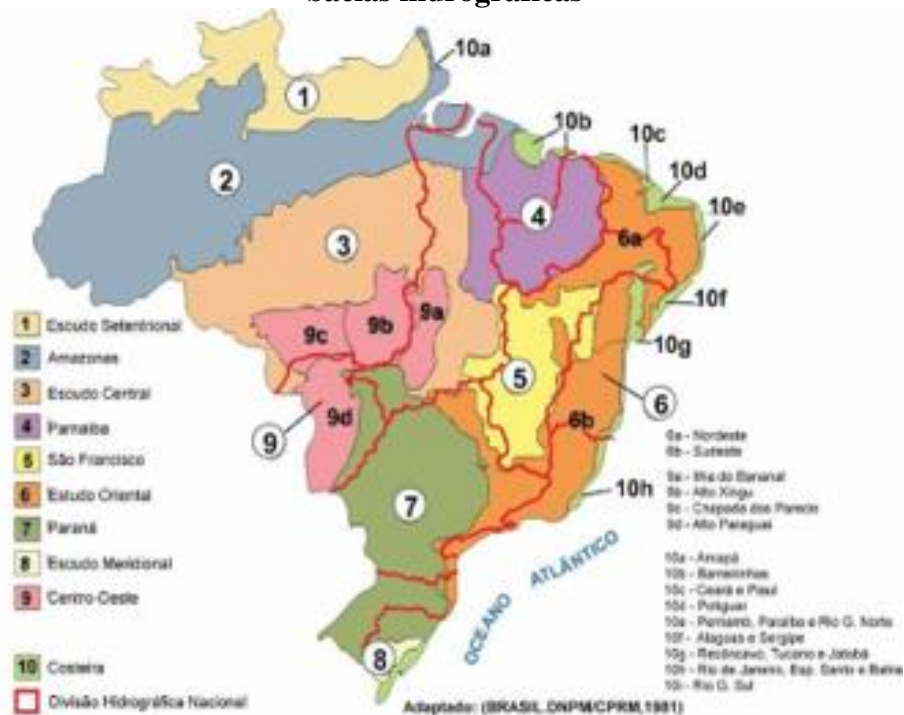
c) Capacitação, Comunicação e Mobilização Social prevê a inserção da temática das águas subterrâneas no desenvolvimento de capacidades proposto pelo Programa IV, bem como a promoção de capacitação específica em águas subterrâneas. O constante diálogo com a sociedade, aspecto estratégico no desenvolvimento do PNRH, deverá estar presente na operacionalidade dos subprogramas, sendo um dos eixos chaves da articulação entre os demais programas do Plano.

Nas últimas décadas, tem-se conferido um papel de grande importância aos reservatórios hídricos subterrâneos em todo o mundo. Esses recursos são vistos como de primordial importância para impulsionar o desenvolvimento econômico e social e para garantir o abastecimento das cidades. Dessa forma, estudos buscam minuciar as características dos aquíferos mundiais e pautar mecanismos necessários para uma utilização de forma sustentável.

O Brasil foi dividido em 10 províncias hidrogeológicas homogêneas, conforme apresentado na Figura 1, visando facilitar os estudos das águas subterrâneas. Estas regiões apresentam em seus sistemas de aquíferos semelhanças em relação ao armazenamento, circulação e qualidade da água (BRASIL, 2007). Essas províncias podem estar divididas em subprovíncias.



Figura 1 - Representação esquemática das províncias hidrogeológicas do Brasil vs bacias hidrográficas



Fonte: BRASIL (2007).

Através da Figura 1 é possível visualizar que os limites das províncias hidrogeológicas não coincidem, necessariamente, com os das bacias hidrográficas. Assim sendo, em geral, os aquíferos ou sistemas aquíferos podem abranger mais de uma bacia hidrográfica, se comportar como nascente ou divisor de bacias ou ainda constituir o baixo curso de uma ou mais bacias.

5.2 A gestão da água subterrânea no estado de Minas Gerais

No estado de Minas Gerais, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) é o órgão responsável pelo desenvolvimento e implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, com ações direcionadas à preservação da quantidade e qualidade das águas no estado. O órgão exerce esta função desde 1997 conforme instituiu a Lei Estadual 12.584 de julho de 1997 (MINAS GERAIS, 1997). Na esfera estadual, o IGAM integra o Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais (SISEMA) e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGRH). O gerenciamento é feito por meio de instrumentos, como outorga de direito de uso da água; enquadramento dos corpos de água;



sistema de informação em recursos hídricos; cobrança pelo uso da água; e planos de recursos hídricos (MINAS GERAIS, 2020).

De acordo com Ramos e Martins (2002) a primeira Lei Estadual que abordava sobre a gestão dos recursos hídricos em Minas Gerais foi a Lei nº 11.504 de 1994. Posteriormente, com a promulgação da Lei Federal nº 9.433 de janeiro de 1997 (Lei das Águas), elaborou-se uma nova Lei Estadual nº 13.199 de 1999 que visava incorporar todos os preceitos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) criada pela Lei das Águas. Nogueira (2010) complementa que no âmbito da Lei Estadual nº 13.199 de 1999 os limites dos aquíferos também não são citados, favorecendo só as águas superficiais.

Em seus estudos, Ramos e Paixão (2003) destacaram que estado de Minas Gerais possui uma legislação específica que trata da proteção, administração e conservação das águas subterrâneas (Lei Estadual nº 13.771 de 11/12/2000 - dispõe sobre a administração, a proteção e a conservação das águas subterrâneas de domínio do Estado), e que esta lei considera em seu texto a conexão hidráulica das águas superficiais e subterrâneas e a indissociabilidade do binômio quantidade/qualidade.

Referente ao aspecto qualitativo, a Lei 13.771/2000, descreve no capítulo III as diretrizes relacionadas à conservação e proteção da água subterrânea quanto às questões da poluição.

CAPÍTULO III - Da Proteção e do Controle

Seção I - Da Defesa da Qualidade

Art. 5º - A conservação e a proteção das águas subterrâneas implicam seu uso racional, a aplicação de medidas de controle da poluição e a manutenção de seu equilíbrio físico-químico e biológico em relação aos demais recursos naturais.

Art. 6º - É vedada qualquer ação, omissão ou atividade que cause ou possa causar poluição das águas subterrâneas. Parágrafo único - Para os efeitos desta lei, considera-se poluição qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas das águas subterrâneas que possa ocasionar prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar da população e comprometer o seu uso para fins de abastecimento humano e outros.

Art. 7º - Os projetos de implantação ou ampliação de empreendimentos de alto risco ambiental, tais como polos petroquímicos, carboquímicos, cloroquímicos e radiológicos, ou qualquer outra fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas que tragam periculosidade e risco para a saúde do público em geral conterão caracterização detalhada da hidrogeologia local, incluindo avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos potencialmente afetados, assim como proposta para as medidas de proteção e controle a serem adotadas.

Art. 8º - A implantação ou ampliação de empreendimentos consumidores de elevados volumes de águas subterrâneas, classificados ambientalmente como empreendimentos de grande porte e de potencial poluidor, será precedida de estudo hidrogeológico para avaliação das disponibilidades hídricas e do não



comprometimento do aquífero a ser explorado, sem prejuízo da apreciação do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM-MG).

Art. 9º - As áreas com depósitos de resíduos construídos no solo e com efluentes perigosos serão dotadas de sistema de monitoramento das águas subterrâneas, a cargo do responsável pelo empreendimento, executado conforme plano, aprovado pelo COPAM-MG, que conterá:

I - a localização e os detalhes construtivos do poço de monitoramento;

II - a forma de coleta de amostras, a frequência de amostragem, os parâmetros a serem analisados e os métodos analíticos adotados;

III - a espessura da zona saturada e a direção de escoamento do aquífero freático, assim como a identificação das eventuais interconexões com outras unidades aquíferas.

Art. 10 - O responsável pelo empreendimento elaborará relatórios e fornecerá as informações obtidas no monitoramento qualitativo sempre que for solicitado pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG).

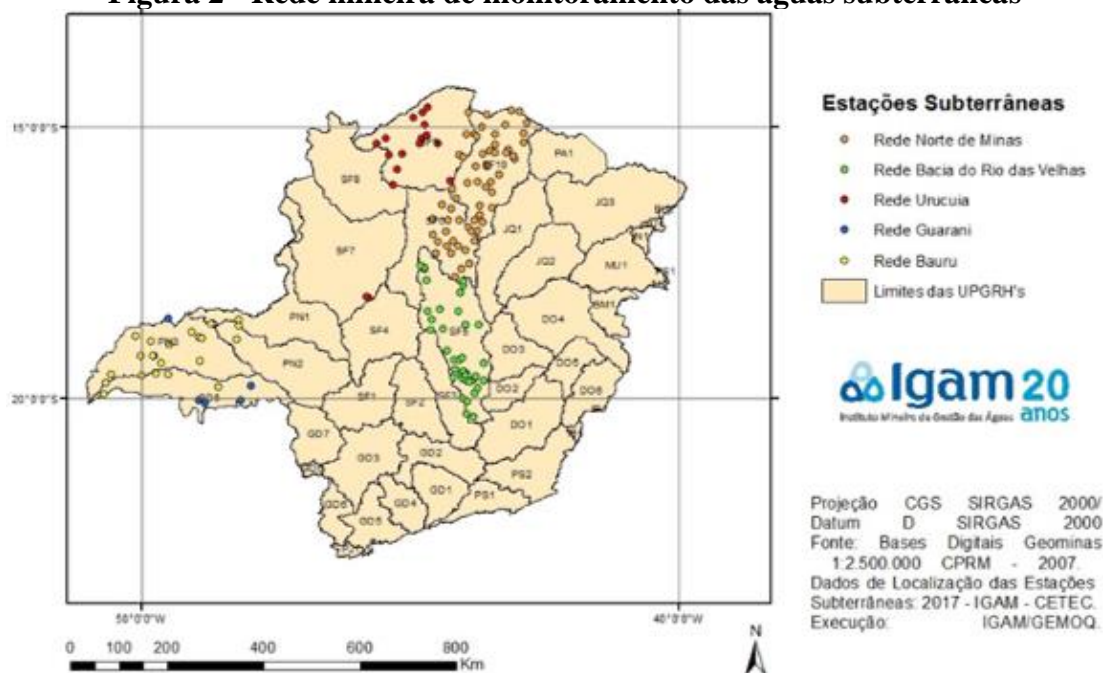
Art. 11 - No caso de comprovada alteração dos parâmetros naturais da qualidade da água subterrânea, o responsável pelo empreendimento executará os trabalhos necessários para sua recuperação, ficando sujeito às sanções cabíveis, conforme os arts. 25 e 26 desta lei, sem prejuízo de outras sanções legais. (MINAS GERAIS, 2000).

Com o objetivo principal de realizar a análise qualitativa dos recursos hídricos subterrâneos em seus aspectos de variação espacial e temporal, Santos e Matos (2006) descrevem que no ano de 2005 foi criado em Minas Gerais a Rede Estadual de Monitoramento de Qualidade das Águas Subterrâneas. O sistema possui características de rede secundária com alguns pontos com características de classe primária.

A Figura 2 apresenta a localização das estações de monitoramento das águas subterrâneas instaladas no estado de Minas Gerais.



Figura 2 - Rede mineira de monitoramento das águas subterrâneas



Fonte: MINAS GERAIS (2020)

Os pontos monitorados (Figura 2) são, na sua grande maioria, poços tubulares profundos em operação. São também monitorados poços rasos na rede do Norte de Minas e 5 nascentes na rede da bacia do rio das Velhas. Os poços operados em parceria com a Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM) são poços dedicados para monitoramento (MINAS GERAIS, 2020).

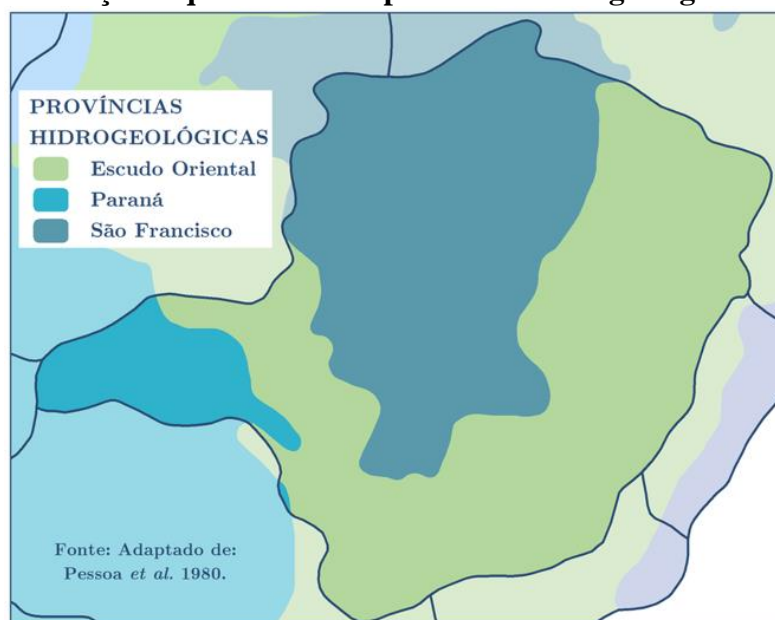
Além de permitir a caracterização e a avaliação das condições de qualidade, de forma a assegurar o uso adequado dessas águas, a rede de monitoramento também fornece subsídios para ações de prevenção e controle da poluição. Além do monitoramento qualitativo, o IGAM tem buscado também determinar, sempre que possível, os níveis estáticos d'água nos poços, *in loco*, para caracterização dos fluxos subterrâneos regionais e identificação de zonas de recarga e descarga nos aquíferos (MINAS GERAIS, 2020).

Quanto à capacidade de armazenamento e circulação de água, BRASIL (2007) descreve que Minas Gerais possui os três tipos de aquíferos: poroso, cárstico e fraturado. Estes aquíferos estão agrupados em três províncias hidrogeológicas (Paraná, São Francisco e Escudo Oriental Sudeste) de acordo com as condições semelhantes de armazenamento, circulação e qualidade de água.



A Figura 3 apresenta a localização das três províncias hidrogeológicas no estado de Minas Gerais.

Figura 3 - Representação esquemática das províncias hidrogeológicas de Minas Gerais

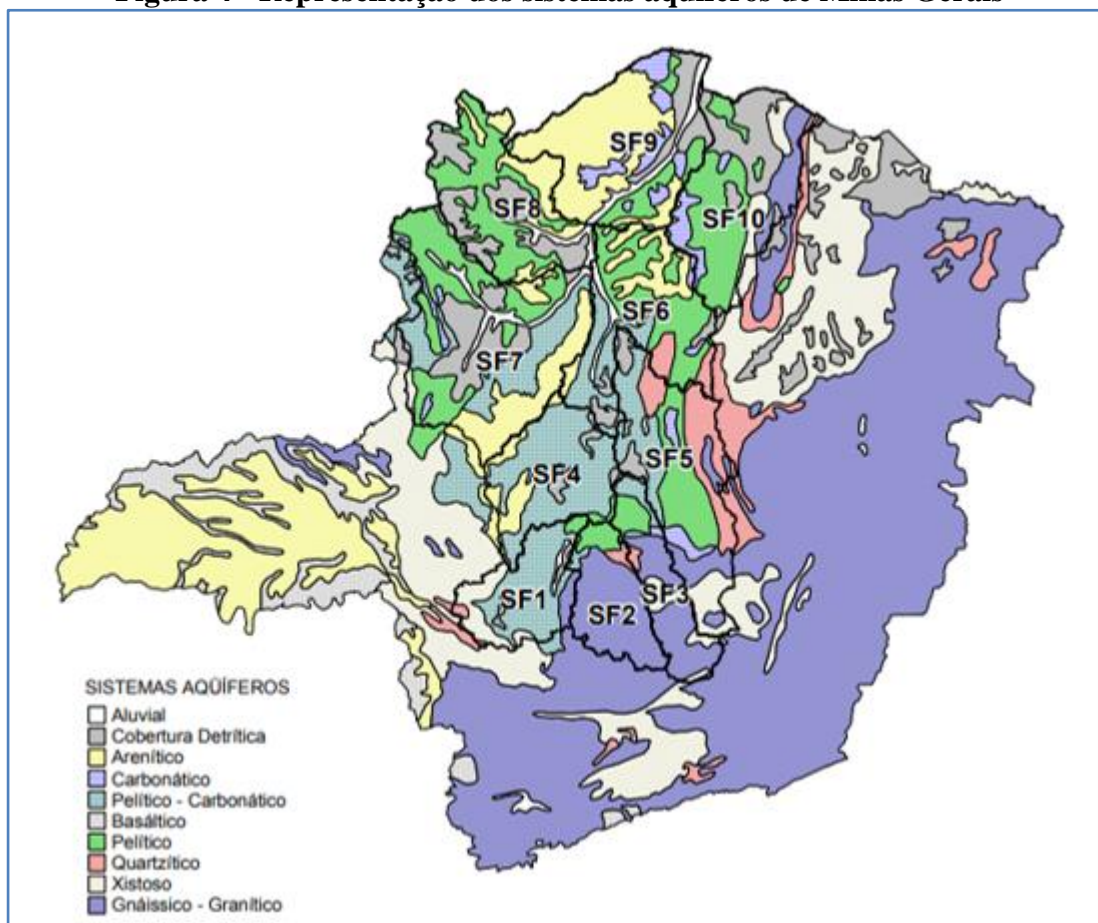


Fonte: Jeber e Profeta (2020)

A diferenciação entre províncias hidrogeológicas e sistemas aquíferos é o nível de detalhamento das províncias que abrangem uma amplitude menos específica do território assim considerando especificidades mais regionais na geologia caracterizando os sistemas aquíferos (NOGUEIRA, 2010).

Agrupados com características específicas, Nogueira (2010) descreve que os sistemas aquíferos do estado de Minas Gerais identificam um conjunto de unidades de aquíferos com litologias predominantes e comportamentos hidrogeológicos semelhantes. No estado de Minas Gerais estão presentes dez sistemas aquíferos, conforme representado na Figura 4.

Figura 4 - Representação dos sistemas aquíferos de Minas Gerais



Fonte: Ramos e Paixão (2003). Modificado de Souza *et al.* (1995)

As unidades hidrogeológicas demarcadas nesta imagem (Figura 4) foram estabelecidas na origem das características geológicas e na produção dos poços tubulares profundos.

Os programas de monitoramentos são de grande importância para a correta gestão dos recursos hídricos subterrâneos. O conhecimento prévio dos níveis de vulnerabilidade dos aquíferos, poderá oportunizar a elaboração de propostas de ações que assegurem o uso de forma adequada, a prevenção e controle da poluição, auxiliando assim na proteção e preservação da sua qualidade.

5.3 Aspectos associados à qualidade da água subterrânea

A água não é encontrada pura na natureza. Fagundes (2010), descreve que nas várias fases do ciclo hidrológico, a água dissolve ou transporta as impurezas presentes na natureza.



Na forma de vapor, os gases atmosféricos são misturados e dissolvidos com o vapor d'água e quando precipita tem contato com a superfície dissolvendo substâncias do solo. Uma parte dessa água forma o escoamento superficial; outra parte infiltra no solo e alimenta os aquíferos. Cada uma adquire características do meio através do qual flui.

A qualidade dessa água, no entanto, pode ser modificada direta ou indiretamente por atividades antrópicas, onde se inclui a construção de obras de captação inadequadas através de poços tubulares (AZEVEDO, 2006).

A degradação dos recursos hídricos, de acordo com Fagundes (2010), se dá através de vários fatores como o lançamento irregular de esgotos, uso e ocupação do solo de forma inadequada, uso excessivo de agrotóxicos, cemitérios e a disposição inadequada dos resíduos sólidos (Figura 5).

É importante entender a dimensão dessas condições pontuadas na Figura 5 para compreender a dinâmica e os possíveis impactos da intensificação do uso indiscriminado dos agrotóxicos, dos descartes em lixões, das descargas de esgotos sem tratamento e dos cemitérios. Vale destacar que, uma constante dispersão procedente destes poluentes do solo para a água subterrânea sucederá, o que pode se tornar um grande problema para aquelas populações que fazem uso destes recursos hídricos.

Figura 5 - Principais fontes de degradação da água subterrânea



Fonte: Adaptado de Aicó Culturas (2019)



No tocante às águas subterrâneas, sua qualidade está intimamente ligada ao caminho percorrido, por entre o solo e as rochas até o aquífero, as rochas de composição dos aquíferos e a processos biológicos, físicos e químicos resultantes da interação água/rocha, durante a percolação e o tempo de contato. São variáveis espaciais e temporais (FAGUNDES, 2010).

A água subterrânea move-se muito lentamente em comparação com a água superficial. O tempo médio de residência da água subterrânea no subsolo é estimado em 280 anos (CLEARY, 2007). Esse alto tempo de residência para a água subterrânea significa que as taxas de recargas anual são muito pequenas. Esse fato, juntamente com o enorme volume dos poros nos aquíferos, torna a água subterrânea uma reserva confiável a longo prazo, efetivamente imune às flutuações anuais de precipitações (CLEARY, 1989 *apud* SOARES, 2010). No entanto, Victorino (2007), adverte que, um aquífero uma vez poluído, pode levar séculos ou mais tempo até que consiga promover uma auto descontaminação. Portanto, a conservação desses recursos hídricos deve ser vista sob dois aspectos: poluição a que estão sujeitos e recarga, de modo a garantir sua disponibilidade.

Devido ao maior contato com os materiais geológicos, baixa velocidade de fluxo e maiores pressões e temperaturas, as águas subterrâneas são geralmente mais mineralizadas do que as superficiais. Pelas mesmas razões, possuem menores teores de sólidos em suspensão e matéria orgânica, esta última devido à ação dos microrganismos presentes no solo. Também, devido às suas condições de circulação, as águas subterrâneas tendem a possuir menor teor de oxigênio dissolvido do que as superficiais (ANA, 2002).

A composição físico-química da água subterrânea é o produto resultante do enriquecimento mineral de águas provenientes do ciclo hidrológico (ar, superfície e solo) e de seu tempo de residência na rocha hospedeira (aquífero). As diferentes composições das rochas hospedeiras e dos processos de mineralização resultam na diversidade composicional das águas subterrâneas. Essas características gerais da composição físico-química são básicas para os estudos da qualidade e contaminação das águas subterrâneas, pois fornecem as condições iniciais e ambientais do aquífero (RIBEIRO *et al.*, 2007).

Em geral, os constituintes principais como bicarbonato, cálcio, cloreto e magnésio apresentam-se em concentrações maiores que 5 mg/L; os constituintes menores ou secundários como carbonato, fluoreto e ferro, apresentam-se em concentrações entre 5 e 0,01 mg/L e os elementos traços (metais) apresentam concentrações menores que 0,01 mg/L. Outros



fatores, tais como clima, composição da água de recarga e a contaminação antrópica, também interferem na qualidade da água (CETESB, 2007).

A água é considerada o solvente universal, devido à facilidade de reagir com substâncias diversas. De acordo com o relatório da CETESB (2007), as características físicas, químicas e organolépticas da água subterrânea estão associadas ao seu contato com os minerais dos solos ou rochas de baixa velocidade de escoamento, associada à exposição a maiores pressões e temperaturas do meio.

No processo de contaminação do solo e da água subterrânea, Favero, Muniz e Santos (2007) advertem que, inicialmente, o poluente lançado na superfície penetra por uma região insaturada do solo. No entanto, com o passar do tempo esse poluente forma uma frente de avanço que pode chegar a se aglomerar na região saturada do solo ou atingir os corpos hídricos.

Os mecanismos que atuam no transporte de um poluente em meio poroso são: a) os fluxos advectivo, dispersivo e difusivo; b) interações sólido-soluto; c) reações químicas; d) fenômenos de decaimento. Todos podem ser encarados como fenômenos tipo fonte-sumidouro para o soluto (FEITOSA *et al.*, 2008).

A difusão é um processo de transporte molecular de massa no qual o soluto move-se de regiões de maior concentração para regiões de menor concentração (FAVERO; MUNIZ; SANTOS, 2007).

A contaminação dos aquíferos é um problema que ainda não tem um destaque muito grande, mas com o uso generalizado de fossas e com a implantação de aterros sanitários e de polos petroquímicos, os aquíferos tenderão a se deteriorar (TUCCI; HESPANHOL; NETTO, 2000).

O homem utiliza os ambientes aquáticos em todo o planeta como recurso para as mais distintas finalidades, dentre as quais se destacam o abastecimento de água, geração de energia, navegação, produção de alimentos, harmonia paisagística, desenvolvimento industrial e social. A água é, sobretudo, o principal constituinte dos organismos vivos. No entanto, talvez por entender que a água é um recurso inesgotável, a humanidade não conserva os recursos hídricos de forma a manter a sua qualidade e a quantidade.



5.4 Vulnerabilidade das águas subterrâneas

A *American Society for Testing Materials* (ASTM), agência reguladora norte-americana, define vulnerabilidade nas águas subterrâneas como a facilidade com a qual um dado contaminante pode migrar para as águas subterrâneas ou para um aquífero de interesse em determinadas situações de uso do solo, características do contaminante e condições da área (GUIGUER & KOHNKE, 2002).

Por serem as águas subterrâneas de difícil e onerosa remediação quando contaminadas, Rodrigo, Lima e Fontes (2016), alertam sobre a importância da condução de trabalhos que visam garantir o adequado planejamento do solo com a finalidade de restringir o aporte de contaminantes para os aquíferos.

De acordo com esses mesmos autores quando se fala em vulnerabilidade, consideramos uma condição natural. Com relação ao risco, acrescenta-se também uma condição antropogênica, causada pela presença humana. Por essa razão, é preciso ponderar não somente as características inerentes ao meio ambiente, como também as atividades econômicas conduzidas na área.

Conforme os estudos de Muradás *et al.* (2010) *apud* Sabadini *et al.* (2017), o mapeamento de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos é um tema atual em planos de gestão ambiental sendo inclusive corroborado pela Resolução do CONAMA nº 396/2008, que dispõe sobre o enquadramento, prevenção e controle de poluição das águas subterrâneas.

A CETESB (1997), descreve que a suscetibilidade de um aquífero ser afetado por uma carga contaminante pode ser caracterizada pelos seguintes fatores: 1) acessibilidade da zona não-saturada à penetração dos contaminantes; 2) capacidade de atenuação: retenção físico-química, reação dos contaminantes com o meio; 3) disposição do contaminante no solo ou em subsuperfície e; 4) mobilidade e persistência do contaminante. Complementam Foster e Hirata (1993) que a interação desses fatores de vulnerabilidade das águas subterrâneas é que determina o tempo de chegada do contaminante ao aquífero.

Diante disto, os componentes da vulnerabilidade de um aquífero não são contáveis diretamente, mas sim, determinados por meio da combinação de outros fatores de modo que nem todos estes fatores são facilmente estimados ou então não estão disponíveis fazendo com



que na prática haja uma redução da lista de parâmetros requeridos, sendo reduzidos a três parâmetros:

- a. O tipo de ocorrência da água subterrânea ou a condição do aquífero;
- b. As características dos estratos acima da zona saturada, em termos do tipo litológico e grau de consolidação;
- c. A profundidade do nível da água (CETESB, 1997).

Esses parâmetros individualmente classificados são sobrepostos para compor o mapa geral de vulnerabilidade, que, segundo Foster e Hirata (1993), é a melhor maneira de representar a vulnerabilidade de aquíferos. Caso fosse preciso definir mapas específicos para cada contaminante ou atividade, seria necessário gerar uma série de mapas de vulnerabilidade, que poderiam ser reunidos em um atlas de vulnerabilidade de aquíferos (OLIVEIRA; MORAIS; OLIVEIRA, 2017).

5.5 Principais métodos de avaliação de vulnerabilidade

A avaliação da vulnerabilidade de aquíferos à contaminação é uma das ferramentas mais eficientes e de menor custo para que tal restrição seja conseguida (RODRIGO; LIMA; FONTES, 2016). Os estudos sobre vulnerabilidade podem auxiliar na promoção da proteção desses recursos já que servem como orientadores no manejo e ocupação do uso dos solos (SABADINI *et al.*, 2017) e podem subsidiar mapeamentos em escalas locais (RODRIGUES; LIMA; FONTES, 2016).

Os estudos sobre a vulnerabilidade natural das águas subterrâneas mediante as contaminações baseiam-se na premissa de que o meio físico pode contribuir com um determinado grau de proteção à penetração de contaminantes, considerando-se que os materiais geológicos podem constituir-se em filtros naturais. Contudo, essa proteção natural é variável para diferentes locais (ALVARENGA & GONÇALVES, 2008).

Para determinar o grau da vulnerabilidade de um aquífero, Tavares *et al.* (2009) consideram basicamente dois fatores que são o nível de inacessibilidade hidráulica da zona saturada do aquífero e a capacidade de atenuação dos estratos de cobertura da porção saturada do aquífero. A verificação desses fatores acontece de maneira indireta, através da combinação de inúmeros parâmetros. A complexidade de um método tem relação direta com a quantidade



de parâmetros requeridos e, na prática, a escassez e as dificuldades para medição e obtenção desses dados são fatores determinantes na escolha do método a ser utilizado (TAVARES *et al.*, 2009).

De acordo com Santos, Cruz e Nascimento (2010) a crescente exploração da água subterrânea vem acompanhando a necessidade do desenvolvimento dos métodos de avaliação da vulnerabilidade, de forma que dentre as principais técnicas destacam-se os métodos de índices.

Os métodos de índices, conforme Tavares *et al.* (2009), baseiam-se na análise de alguns parâmetros do aquífero, classificando cada característica de acordo com faixas de valores (índices) e distribuídos espacialmente. Os parâmetros individualmente classificados são sobrepostos para compor o mapa geral de vulnerabilidade. Pode-se citar os seguintes métodos de índices: *GOD* (Foster, 1987); *DRASTIC* (Aller *et al.*, 1987); *SINTACS* (Civita, 1994) e *EPIK* (Doerfliger & Zwahlen, 1995).

O Quadro 1 apresenta alguns dos vários métodos existentes para a classificação da vulnerabilidade de contaminação de aquíferos mostrando o tipo de avaliação que cada método faz, os fatores analisados e a referência de criação.

Quadro 1 – Principais métodos de análise para a determinação da vulnerabilidade e perigo de contaminação de aquíferos

MÉTODO	AVALIAÇÃO	FATORES	REFERÊNCIA
<i>SURFACE IMPOUNDMENTASSES</i>	Sistemas de disposição de águas servidas	Zona não saturada, importância do recurso; qualidade de águas subterrâneas, periculosidade do material.	LE GRAND (1964)
POLUIÇÃO DOS LENÇÓIS AQUÍFEROS	Vulnerabilidade geral	Geologia (litologia e estrutura).	TALTASSE (1972)
<i>SITE RANKING SYSTEM</i>	Disposição de produtos químicos, novos e em operação	Solo, característica hidráulica, sorção e tamponamento químico, hidrodinâmica do aquífero, ar, população próxima.	HAGERTY <i>et al.</i> (1973)
<i>SITE RANKING METHODOLOGY</i>	Disposição de resíduos sólidos e	Receptor-população/uso da água/uso local/ degradação ambiental; caminhos, nível e tipo	KULFS <i>et al.</i> (1980)



	líquidos e novas indústrias	de contaminação; profundidade do nível d'água, pluviometria, permeabilidade do solo; característica do resíduo - toxicidade, persistência; prática de manejo - aspectos operacionais e construtivos.	
TPE	Áreas de risco de contaminação	Velocidade da água subterrânea, porcentagem de argila, atividade potencialmente contaminante, exploração dos aquíferos. Distância do aterro e poços produtores, profundidade do nível d'água, gradiente do aquífero, permeabilidade e capacidade de atenuação.	SILVA <i>et al.</i> (1980)
LANDFILL SITE RANKING (método Le Grand-Brown)	Aterros sanitários novos em operação	D – Profundidade da água subterrânea, R – Recarga, A – Meio aquífero, S – Solo, T – Topografia, I – Impacto no aquífero, C – Condutividade hidráulica.	LE GRAND (1983)
DRASTIC	Vulnerabilidade geral		ALLER <i>et al.</i> (1985)
GROUNDWATER VULNERABILITY MAP FOR NITRATE	Potencial de lixiviação de nitrato. Vulnerabilidade a contaminante específico.	Tipo de solo, característica hidráulica e litológica do aquífero.	CARTER <i>et al.</i> (1987)
GOD	Vulnerabilidade geral	G – Tipo de aquífero, O – Litologia zona vadosa, D – Profundidade da água.	FOSTER & HIRATA (1988)
SINTACS	Vulnerabilidade geral	Igual ao <i>DRASTIC</i> , com pesos diferentes.	CIVITA <i>et al.</i> (1990)
PERIGO ASSOCIADO A SISTEMA DE SANEAMENTO <i>IN SITU</i>	Avaliar áreas de maior risco por sistemas de saneamento <i>in situ</i>	Vulnerabilidade (GOD), densidade população, análises de indicadores físico-químicos (condutividade elétrica).	FERREIRA & HIRATA (1993)

Fonte: HIRATA & REBOUÇAS (1999).



Assim, Auge (2004), salienta que a escolha do método para a avaliação da vulnerabilidade da água subterrânea em uma região, depende de vários fatores como:

- a. Conhecimento e difusão da metodologia: em diferentes regiões ou países, alguns métodos são mais conhecidos e utilizados do que os outros. Um exemplo é o *DRASTIC* que é mais difundido na América do Norte, entretanto, na América Latina, Inglaterra e Espanha o método mais utilizado é o *GOD*.
- b. Informações disponíveis: é importante a obtenção de informações preliminares existentes para que a avaliação da vulnerabilidade seja condizente e para se concluir uma representação cartográfica adequada.
- c. Alcance da avaliação: dependendo do objetivo proposto, utiliza um grau de detalhe da avaliação específico, de forma que para trabalhos semiregionais (normalmente utiliza-se escalas de 1:100.000 a 1:500.000) e regionais (1:500.000 ou menores) mostram-se práticos os métodos que demandam menos parâmetros para análises, como o *GOD*. Assim, para estudos de semidetalhes (1:25.000 a 1:100.000) e de detalhes (maiores de 1:25.000) os melhores métodos são os que possuem maiores quantidades de parâmetros, como *DRASTIC E SINTACS*.
- d. Validade dos resultados: em lugares onde são afetados por cargas contaminantes, sugere-se que sejam aplicados diferentes métodos com o propósito de verificar qual deles é o mais adequado e assim empregá-lo com a finalidade de prevenir a contaminação das águas subterrâneas.

Devido à simplicidade, o método *GOD* tem sido amplamente empregado na América Latina e Caribe desde a década de 1990, sendo normalmente realizados com a finalidade de planejar a utilização adequada dos recursos naturais, em regiões relativamente extensas (OLIVEIRA; MORAIS; OLIVEIRA, 2017).

5.5.1 O método *GOD*

A metodologia de análise de vulnerabilidade de aquíferos *GOD* foi inicialmente desenvolvida por FOSTER (1987), e aperfeiçoada para as condições brasileiras por FOSTER & HIRATA (1988). A fundamentação deste método baseia-se na recarga da água subterrânea e na capacidade natural de atenuar contaminantes, variando de acordo com as condições



geológicas e consiste na hierarquização de índices referente à maior ou menor vulnerabilidade do aquífero (FOSTER *et al.*, 2002).

Foster e Hirata (1988), listam fatores que são necessários e os normalmente disponíveis no método *GOD*, sendo estes apresentados no Quadro 2. A maior vantagem da utilização dessa metodologia é a simplicidade de operação devido ao uso de uma menor quantidade de variáveis requeridas para sua aplicação.

Dessa forma, o método leva em consideração os fatores do Quadro 2 juntamente com três variáveis, sendo:

- a. G (do inglês: *Groundwater Hydraulic Confinement*) – grau de confinamento do aquífero. Consiste na identificação do tipo de ocorrência da água subterrânea, no qual descreve o tipo de aquífero (confinado ou não confinado), em um intervalo de 0 a 1;
- b. O (do inglês: *Overall Aquifer Class*) – especificação dos tipos litológicos acima da zona saturada do aquífero, sendo feita em termos do grau de consolidação (presença ou ausência de permeabilidade por fissuras) e das características granulométricas e litológicas. Esse fator é representado numa escala de 0,3 – 0,9 além de um sufixo para os casos de tipos litológicos que apresentem fissuras ou com baixa capacidade de atenuação de poluente;
- c. D (do inglês: *Depth to Groundwater Table*) – determinação da profundidade do nível da água (ou topo do aquífero confinado), numa escala de 0 a 1 (FOSTER e HIRATA, 1993).

Quadro 2 - Lista de dados e informações necessárias para a caracterização da vulnerabilidade

VULNERABILIDADE DO AQUIFERO	INFORMAÇÕES NECESSÁRIAS	INFORMAÇÕES NORMALMENTE DISPONÍVEIS
Ocorrência da água subterrânea	Existência de aquífero, qualidade hidroquímica da água subterrânea.	Existência de aquífero, qualidade hidroquímica da água subterrânea.
Acessibilidade hidráulica	Tipo de ocorrência de água subterrânea, profundidade da água subterrânea, capacidade de infiltração do solo, conteúdo de umidade da zona não saturada/retenção específica,	Tipo de ocorrência de água subterrânea, profundidade da água subterrânea, litologia, grau de consolidação e conteúdo de argila do aquífero.



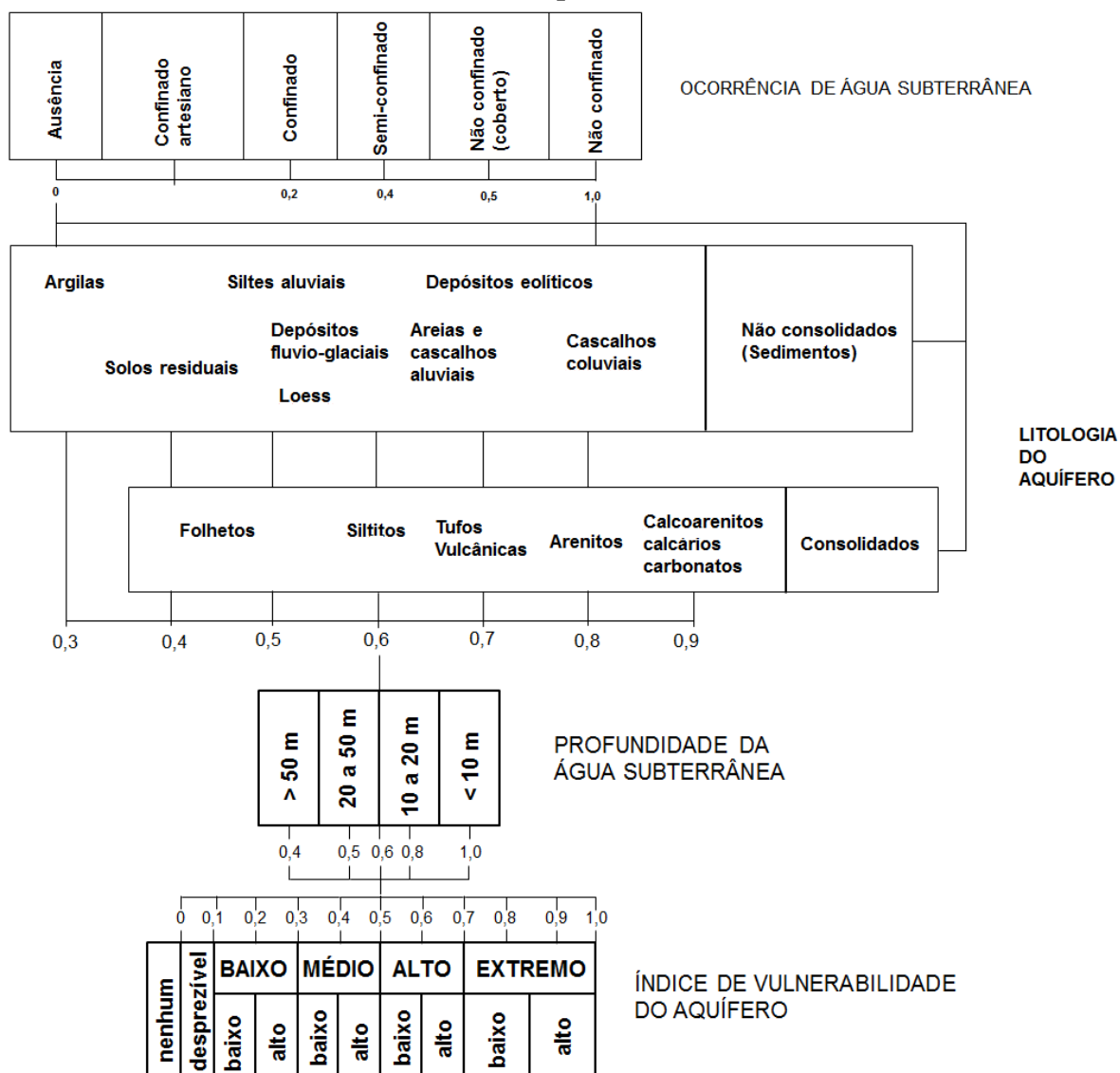
	condutividade hidráulica vertical do aquífero ou aquitardo.	
	Espessura do solo e textura, distribuição e tamanho dos grãos (fissuras), mineralogia da matriz Capacidade de atenuação (argila/óxidos de Fe e Al/conteúdo de matéria orgânica), porcentagem de argila.	Característica litológica do aquífero.

Fonte: FOSTER & HIRATA (1988).

Assim, a partir do produto dos três parâmetros apresentados anteriormente, será o índice de vulnerabilidade natural do aquífero à contaminação, expresso numa escala de 0 – 1, em termos relativos, com os intervalos de significância conforme a Figura 6. Quanto maior o valor do índice *GOD*, maior será a vulnerabilidade do aquífero.



Figura 6 - Sistema do método GOD para avaliação da vulnerabilidade e contaminação dos aquíferos



Fonte: FOSTER *et al.* (2002).

Após o índice de vulnerabilidade do aquífero ser gerado, Foster e Hirata (1988), subdividiram as classes de vulnerabilidade em cinco categorias, sendo apresentadas no Quadro 3.



Quadro 3 - Classes de vulnerabilidade do índice *GOD*

CLASSES DE VULNERABILIDADE	DEFINIÇÃO PRÁTICA	ÍNDICE DE VULNERABILIDADE
Extrema	Vulnerável a muitos poluentes, com rápido impacto em muitos cenários de contaminação.	0,7 – 1,0
Alta	Vulnerável a muitos poluentes, exceto aqueles muito pouco móveis e pouco persistentes.	0,5 – 0,7
Moderada	Vulnerável a alguns poluentes, mas somente quando continuamente lançados.	0,3 – 0,5
Baixa	Somente vulnerável a contaminantes conservativos em longo prazo, quando continuamente e amplamente lançado.	0,1 – 0,3
Desprezível	Camadas confinadas com fluxo vertical descendente não significativo.	0 – 0,1

Fonte: FOSTER & HIRATA (1988).

A avaliação em índices de vulnerabilidade ambiental do aquífero da área do aterro sanitário de Itabira foi realizada de acordo com o método *GOD* proposto por Foster & Hirata (1988), sendo utilizados os dados da sondagem feita durante a investigação confirmatória do aterro sanitário (Tabela 8). Esta metodologia fundamenta-se na aquisição de três parâmetros já estabelecidos e pela multiplicação entre si, obtendo-se assim, o nível de vulnerabilidade natural, que varia de ponto a ponto, de acordo com as características hidrogeológicas dos mesmos.

Com tais informações foram elaborados os mapas *GOD* e o mapa resultante de vulnerabilidade natural.

Assim, o método proposto para a avaliação natural do aquífero do aterro sanitário de Itabira, engloba sucessivamente três fases. Na primeira fase são investigados os tipos de



aquíferos existente no local, de acordo com os tipos apresentados pela metodologia proposta por Foster e Hirata (1988), se classifica em cinco faixas distintas, sendo dado o valor zero onde há ausência de aquíferos; 0,2 para poços confinados e poços confinados artesianos; 0,4 para poços semi-confinados; 0,5 para poços não confinados cobertos e 1,0 para poços não confinados.

Os sedimentos não consolidados, formam-se pela deposição de sedimentos em épocas relativamente recentes, como aluviões (recentes), areias, dunas de areias (depois de estabilizadas), siltes, argilas, cinzas vulcânicas, depósitos orgânicos (ou turfeiras), *loess*, coluviões dentre outros (LEPSCH, 2010).

Na fase final é feita a determinação da profundidade do nível da água (ou topo do aquífero confinado), sendo que a classificação é dada da seguinte maneira: para profundidades maiores que 50 metros o valor determinado é de 0,4; de 20 a 50 metros o valor correspondente é 0,5; de 10 a 20 metros o valor é de 0,8 e para profundidades menores que 10 metros, o valor é de 1. Ou seja, quanto mais próximo o nível da água subterrânea estiver da superfície do solo, mais propício está em ser contaminado.

Em seguida, realiza-se o produto com os valores dos três parâmetros anteriores definidos, gerando assim o índice de vulnerabilidade do aquífero numa escala de 0 – 1, no qual valores próximos de zero correspondem a menores índices de vulnerabilidade e os valores próximos de 1 corresponde a uma maior vulnerabilidade.

Em locais onde a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas é maior, Costa (2012) sugere a adoção de práticas e medidas preventivas nos quais há um envolvimento do monitoramento da qualidade da água e a implantação de área de proteção de poços, além de um controle rigoroso sobre as fontes de contaminação e impedimento de outras fontes.

Para a análise da vulnerabilidade natural da área do aterro e a elaboração dos mapas com o estudo do comportamento dos contaminantes no aquífero local, foi utilizado o método de índice *GOD* (FOSTER & HIRATA, 1988).

5.6 A disposição dos resíduos sólidos urbanos no Brasil

Considerada um dos setores do saneamento básico, a gestão dos resíduos sólidos não tem merecido a atenção necessária por parte do poder público. Com isso, compromete-se cada



vez mais a já combalida saúde da população, bem como degradam-se os recursos naturais, especialmente o solo e os recursos hídricos (MONTEIRO *et al.*, 2001).

A problemática decorrente dos RSU produzidos nas grandes cidades, abrange vários aspectos, desde sua origem, produção, coleta, tratamento, destinação final, assim como sua própria inesgotabilidade e os consequentes danos ao meio ambiente (principalmente o solo, a água e o ar), (LIMA, 2003).

Ao contrário das tribos primitivas que só produziam o necessário para a sua sobrevivência, a atual sociedade é altamente consumista onde as pessoas têm valor pela quantidade de bens que possuem. Normalmente, quem tem maior poder aquisitivo, acaba por consumir mais, gerando assim, mais resíduos. No entanto, Nogueira (2017), adverte que a propaganda vem estimulando cada vez mais o consumo de materiais descartáveis, porém, muito pouco tem-se pensado nos resíduos que são gerados durante a fabricação, se estes são recicláveis ou não, e onde eles são descartados.

De acordo com Lima (2003), a excessiva concentração de habitantes nas aglomerações urbanas não só leva a uma infindável geração de lixo residencial, como também contribui para a emissão de resíduos industriais. Complementa o autor que esses são de difícil gerenciamento, o mesmo ocorrendo com os resíduos de escritórios e do comércio e com os resíduos perigosos (de serviço de saúde, resíduos radioativos, despejos de substâncias químicas perigosas, dentre outros - ABNT, NBR 10.004).

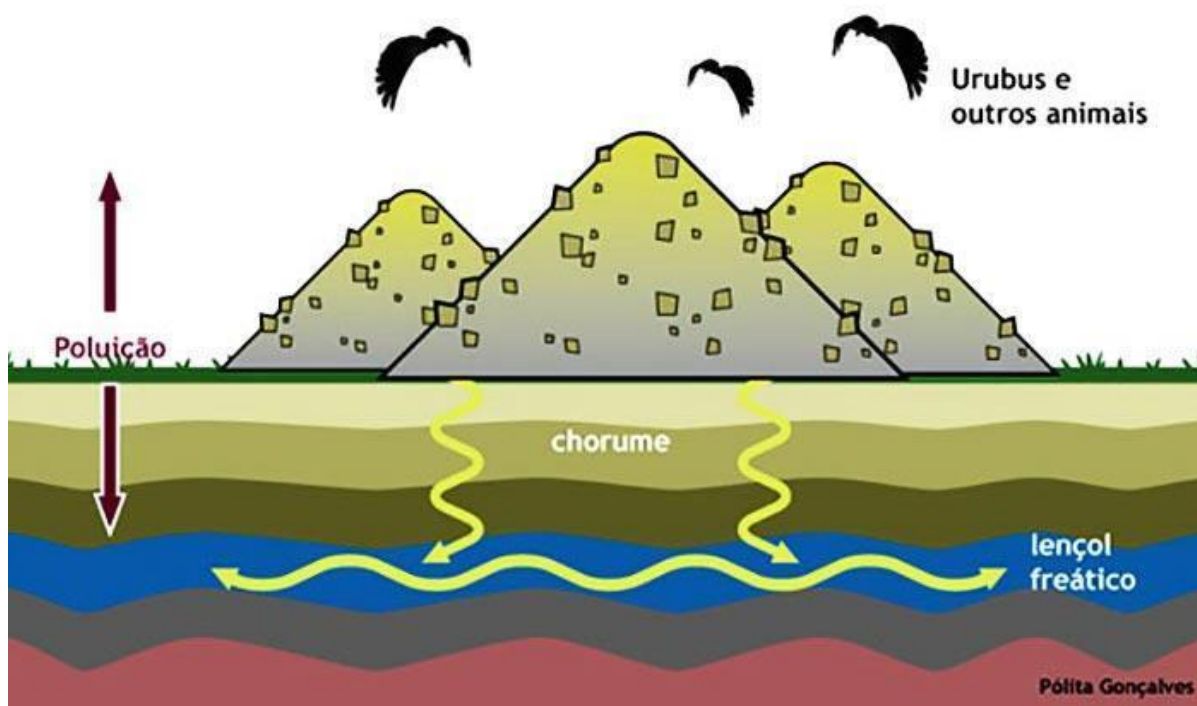
Grande parte das cidades não destina adequadamente os resíduos sólidos, geralmente utilizam locais sem nenhum estudo prévio ou planejamento técnico. Na maioria das vezes, os resíduos sólidos são lançados a céu aberto em locais inadequados, tais como valas, grotas, leitos de rios e estuários, formando os lixões (FAGUNDES, 2010).

Apesar da presença do tratamento em suas diferentes modalidades, de acordo com o Manual do Gerenciamento Integrado do Compromisso Empresarial para a Reciclagem - CEMPRE (2018) no Brasil predominam como forma de disposição adotadas para os RSU os Lixões, os Aterros Controlados e em escala ascendente os Aterros Sanitários.

Lixão é definido pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT (2018), como uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos municipais, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública.

Significa o mesmo que descarga de resíduos a céu aberto ou vazadouro, conforme ilustrado na Figura 7.

Figura 7 - Representação esquemática de um lixão ou vazadouro



Fonte: Schmitz & Gracioli (2015).

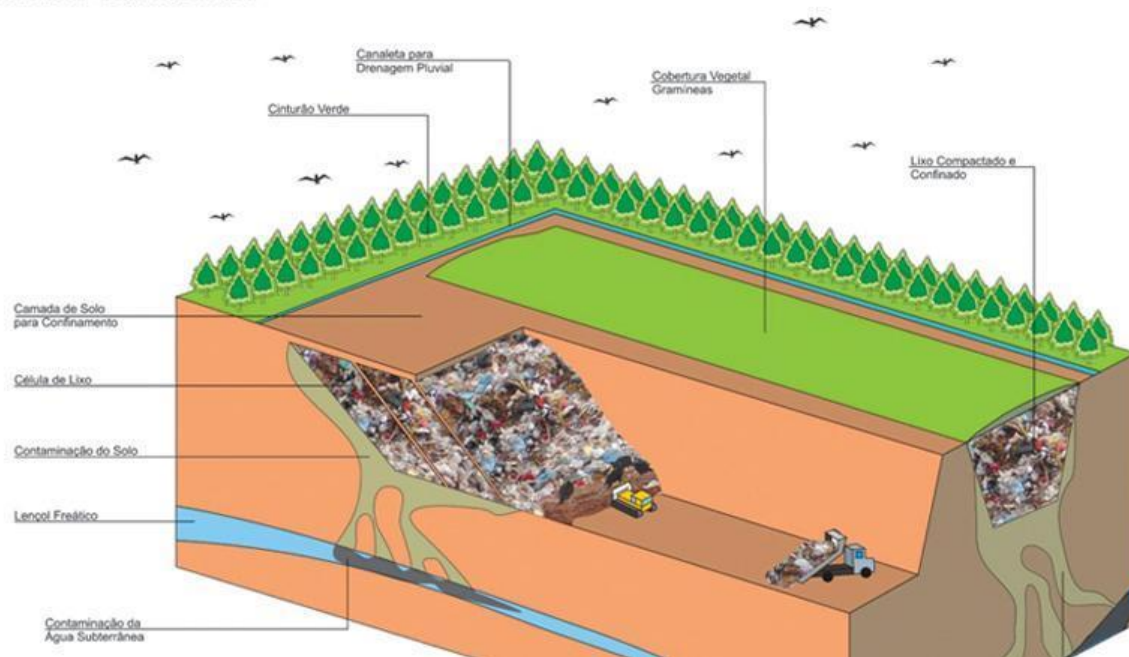
Essa disposição inadequada dos lixos e resíduos é causadora de enormes problemas de caráter ambiental (poluição do ar, solo e água superficial e subterrânea), bem como, de problemas sociais, econômicos, estéticos e de saúde pública. A decomposição dos materiais gera o mau cheiro, possibilitando a propagação de diversos vetores de doenças. Durante o processo de decomposição do lixo é gerado o chorume que, uma vez lixiviado, pode causar a contaminação do solo, das águas superficiais e do subsolo.

Aterro Controlado – é uma técnica de disposição de resíduos sólidos municipais no solo sem causar danos ou riscos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Conforme apresentado na Figura 8, esse método utiliza alguns princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho (IPT, 2018). O aterro controlado é classificado como



um aterro “não sanitário”, sendo preferível ao lixão, mas de qualidade inferior ao aterro sanitário.

Figura 8 - Representação esquemática de um aterro controlado
ATERRO CONTROLADO

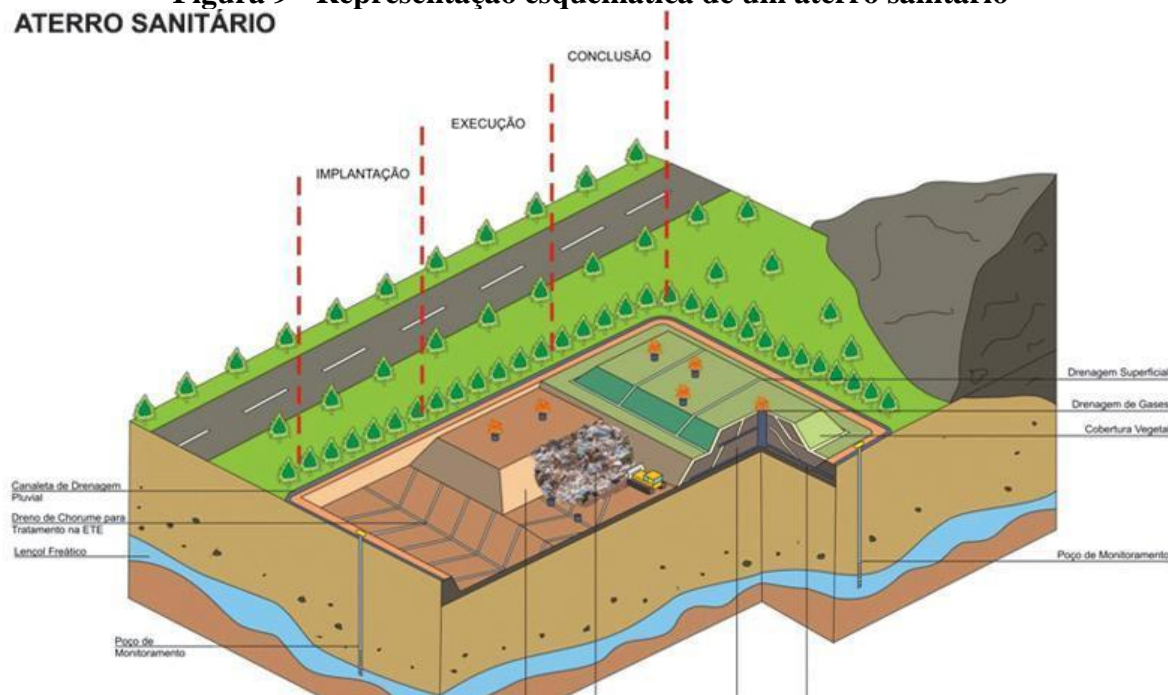


Fonte: Instituto Autoglass (2017).

Os materiais descartados nesse processo de disposição final não são tratados e produzem poluição, todavia de forma localizada. Normalmente, os aterros controlados não recebem qualquer processo de impermeabilização da base, extração e queima controlada dos gases gerados e tratamento do percolato que é o resultado do chorume mais a água de infiltração. No entanto, por se tratar de uma poluição localizada, os danos ambientais são minimizados.

Aterro Sanitário - é um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente lixo domiciliar que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas (Figura 9), permite um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública, NBR 8419 (ABNT, 1992).

Figura 9 - Representação esquemática de um aterro sanitário
ATERRO SANITÁRIO



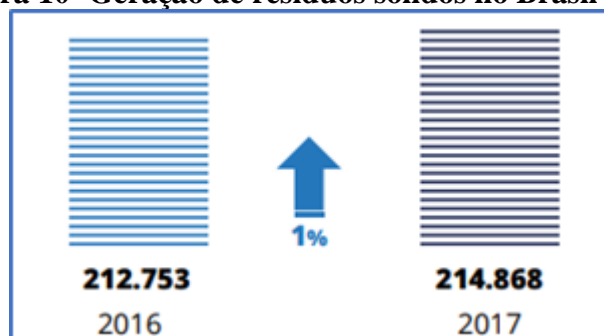
Fonte: Instituto Autoglass (2017).

Assim como a reciclagem e a compostagem, o aterro sanitário é uma das formas ambientalmente correta de disposição de lixo e resíduos. Isso porque esse método de depósito de lixo consiste em um eficaz sistema do seu tratamento evitando danos a saúde pública e ao ambiente.

A quantidade de RSU gerados no Brasil, em 2017, foi de 78,4 milhões de toneladas. Conforme apresentado na Figura 10, esse número representa um crescimento de 1% em relação a 2016, passando de 212.753 toneladas por dia para 214.868 t/dia, segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, documento lançado pela Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE, (2018).



Figura 10- Geração de resíduos sólidos no Brasil (t/dia)

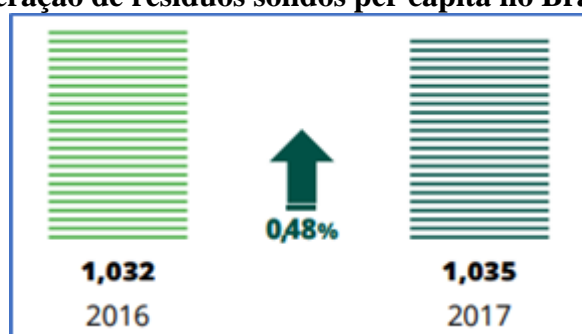


Fonte: ABRELPE/IBGE (2018).

Esse aumento de 1% na geração total de geração de resíduos, conforme apresentado na Figura 10, é superior ao aumento da população brasileira que apresentou um crescimento de 0,75% entre 2016 e 2017.

O gráfico a seguir (Figura 11) apresenta a geração de resíduos *per capita* no Brasil nos anos de 2016 e 2017.

Figura 11 - Geração de resíduos sólidos per capita no Brasil (kg/hab/dia)



Fonte: ABRELPE/IBGE (2018).

O levantamento mostra que cada brasileiro também produziu mais lixo em 2017 (377,77 kg) que no ano de 2016 (376,68 kg). Desse montante de resíduos gerados no país, apenas 59,1% foi depositado em aterros sanitários, o restante foi depositado em aterros controlados e lixões. Isso ocorreu em todos os Estados, sendo que nas regiões Norte, Nordeste e Centro Oeste estão 60,4% dos municípios que ainda utilizaram lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2018).

De acordo com Fagundes (2010), geralmente esses municípios utilizam locais sem nenhum estudo prévio ou planejamento técnico. Na maioria das vezes, os resíduos sólidos são



lançados a céu aberto, sem qualquer critério, em locais inadequados, tais como valas, grotas, leitos de rios e estuários, formando os lixões.

O Panorama 2017 da ABRELPE também apresenta uma estatística do número de municípios no Brasil de acordo com o tipo de disposição final adotada para os resíduos sólidos (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de municípios no Brasil por tipo de disposição final adotada – 2017

DISPOSIÇÃO FINAL	BRASIL 2016	2017 – REGIÕES E BRASIL					
		NORTE	NORDESTE	CENTRO- OESTE	SUDESTE	SUL	BRASIL
Aterro sanitário	2.239	90	449	159	817	703	2.218
Aterro controlado	1.772	108	484	159	634	357	1.742
Lixão	1.559	252	861	149	217	131	1.610
Brasil	5.570	450	1.794	467	1.668	1.191	5.570

Fonte: Adaptado de Portal do Saneamento Básico (2017).

Conforme apresentado na Tabela 1, a destinação adequada dos resíduos sólidos urbanos coletados pelos municípios permaneceu estagnada, com 59,1% do volume coletado encaminhado para aterros sanitários. Por outro lado, a destinação irregular aumentou 1%, com mais de 29 milhões de toneladas depositadas em lixões e aterros controlados no ano, o que seria suficiente para cobrir uma área equivalente a 600 Parques do Ibirapuera, em São Paulo (94.800 ha).

Os dados da Tabela 1 ainda revelam que, pelo segundo ano consecutivo, aumentou a quantidade de resíduos direcionados para lixões, a pior forma de destinação, com crescimento de 3% de 2016 para 2017, e mais de 1.600 cidades fazendo uso dessas unidades irregulares: volume que daria para encher 500 piscinas olímpicas (1.250.000 m³).

5.7 A contaminação da água subterrânea por lixões

Todas as atividades humanas geram algum tipo de resíduo, seja doméstico, industrial ou hospitalar, dentre outros. Apresentam variação quantitativa e qualitativa, em função das



sazonalidades, poder aquisitivo e hábitos da população, apontando variáveis regionais e as peculiaridades de cada cidade (FAGUNDES, 2010). Grandes centros urbanos, que cresceram desordenadamente, hoje apresentam problemas de poluição em suas regiões, problemas que têm atingido as águas subterrâneas. Áreas utilizadas como lixões têm grandes probabilidades de contaminarem os aquíferos, principalmente os aquíferos livres ou freáticos, que são os mais explorados e os que apresentam maior vulnerabilidade. Consequentemente os metais pesados podem chegar às águas subterrâneas (FICARIS; MOREIRA, 2004).

O lixão é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos que, de acordo com o IPT (2018), se caracteriza pela simples descarga do lixo sem qualquer tratamento sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, sendo utilizada em boa parte dos municípios. É o mesmo que descarga de lixos a céu aberto.

A presença do chorume ou sumeiro que é definido por Freitas (2015) como o líquido produzido pela decomposição anaeróbia das substâncias contidas nos resíduos é, de acordo com Zanoni e Walls (1972) *apud* Lima (2003) de longe a mais significativa ameaça para as águas subterrâneas, uma vez que ele pode alcançar as camadas mais profundas dos aterros. O chorume também pode ter um fluxo de escoamento lateral para um determinado ponto onde é descarregado para a superfície como uma infiltração, ou move-se através da base do aterro em direção a subsuperfície.

Dependendo da natureza destas formações e da ausência do sistema de coleta do chorume, este tem sido associado diretamente à contaminação dos aquíferos abaixo da linha do aterro, tornando-se alvo de extensas investigações desde há quatro décadas (LIMA, 2003).

O chorume tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio- DBO (FREITAS, 2015). Esse líquido, de difícil biodegradabilidade e de alta carga orgânica, contém metais pesados como chumbo, níquel e alumínio, que variam em função da composição e quantidade dos resíduos gerados, teor de matéria orgânica, temperatura e índice pluviométrico (BRAGA *et al.*, 2005).

Devido à falta de impermeabilização, o chorume infiltra no solo e percola por entre os espaços vazios, podendo alterar as suas propriedades fundamentais e também contaminar as águas subterrâneas. O solo tem ação importante, pois, quanto mais permeável, maior a facilidade e a velocidade com que o chorume atinge o lençol subterrâneo. A água subterrânea contaminada forma a pluma de contaminação, que pode atingir grandes extensões, alcançando



pontos distantes da fonte de contaminação e que são usados pela população, colocando em risco a saúde (FAGUNDES, 2010).

Os contaminantes carregados pelo chorume são dependentes da composição do resíduo sólido e das atividades químicas, físicas e biológicas que ocorrem, simultaneamente, dentro do depósito. Soares *et al.* (2017) descrevem que o chorume originalmente é formado por enzimas expelidas pelos microrganismos, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos. As enzimas agregam-se aos líquidos provenientes da umidade natural dos resíduos (a qual tende a aumentar nos períodos chuvosos).

A composição do chorume é importante na determinação dos seus efeitos potenciais sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas adjacentes. Conforme Lima (2003), a quantidade, a qualidade e a concentração desse líquido gerado na deposição dos resíduos são afetadas pelos seguintes fatores: precipitação (chuva ou neve), evapotranspiração, condição operacional do local, tempo de construção (exposição dos resíduos sem cobertura), grau de compactação, cobertura final (declividade e material impermeabilizante) e drenagem superficial da área de disposição (LIMA, 2003).

Para o estudo da contaminação, visando eliminar ou reduzir os impactos ambientais decorrentes de contaminações, Lima (2015) descreve que é fundamental que haja o reconhecimento da contaminação, a avaliação dos seus riscos ao homem e ao meio ambiente, e, finalmente, o controle da situação, através da remediação e monitoramento da contaminação. Esses procedimentos devem ser tomados a fim de sanar o problema da poluição de solos e águas. Quanto mais cedo forem tomadas as devidas providências, maiores as chances de recuperação dos terrenos.

O controle da contaminação dos corpos de água é um dos grandes desafios de gestão dos recursos hídricos e, de acordo com Gonçalves, Kishi e Fernandes (2016), geralmente, estão associadas às indicações de degradação de uma bacia hidrográfica com as suas especificidades e dinâmica de uso e ocupação do solo.

Em especial com relação aos metais pesados, há um grande interesse ambiental, dadas as dificuldades analíticas relacionadas à sua identificação. Sua ação química apresenta atuação tóxica no meio ambiente e na saúde pública. Adicionalmente, vários metais não possuem caráter de biodegradação e são bioacumuláveis e bioconcentráveis, o que determina que permaneçam em ciclos biogeoquímicos globais, entrando na cadeia alimentar, e as águas



naturais são seus principais meios de condução (GONÇALVES; KISHI; FERNANDES, 2016).

A seguir serão apresentados estudos realizados em três locais de disposição final de lixo e resíduos sólidos sendo, dois no Brasil e um na Índia. Tais estudos indicaram alterações nos parâmetros de qualidade das águas, a partir dos lixiviados típicos de depósitos de lixo no solo sem proteção e controle ambiental. Evidenciou-se que os lixões são fontes potenciais de contaminação sobre as águas superficiais e subterrâneas locais, oferecendo riscos à saúde da população circunvizinha, além de comprometer os usos futuros que se poderiam fazer desses recursos hídricos.

5.7.1 Lixão do município de São Pedro da Aldeia, RJ

O município de São Pedro da Aldeia pertence à região das Baixadas Litorâneas no Estado do Rio de Janeiro, mais precisamente a microrregião dos Lagos, na porção leste. Está a 136 km da cidade do Rio de Janeiro. O acesso ao município é pela Rodovia Amaral Peixoto (RJ-106) ou pela Via Lagos (RJ-124) ou pela BR-101. O município localiza-se próximo ao oceano e à Lagoa de Araruama. O lixão de São Pedro da Aldeia situa-se em área predominantemente rural, em Campo do Alecrim, bairro de Campo Redondo. Ocupa cerca de 22.000 m² e dista aproximadamente 2,0 km da mancha urbana do município (LIMA, 2003).

Os estudos realizados por Lima (2003) descrevem que o local recebia aproximadamente 18.000 ton/ano de resíduos sólidos, dos quais 14.000 ton/ano, oriundas da população residente (residências, comércios, escolas, repartições públicas e hospitais) e 4.000 ton/ano da população sazonal. Os resíduos hospitalares eram acondicionados em sacos plásticos, coletados em um caminhão com carroceria de madeira e dispostos a céu aberto, juntamente com os demais resíduos.

No único hospital do município eram coletados, diariamente, cerca de 10 sacos de 100 litros e 1 caixa de papelão contendo objetos cortantes. Os restos de tecidos e órgãos humanos resultantes de cirurgias e exames laboratoriais eram levados ao cemitério da cidade para serem enterrados. O lixão já funcionava há, aproximadamente, 13 anos. Durante os 04 primeiros anos funcionou sem qualquer regulamentação. Foi oficializado pelo Decreto Municipal nº 470 de 03 de janeiro de 1994 (LIMA, 2003).



Estudos realizados por Ritter *et al.* (2010), apresentaram os resultados de monitoramento das águas subterrâneas e lagoas superficiais adjacentes ao lixão de São Pedro da Aldeia (RJ). Foram utilizados para a coleta de amostras seis piezômetros, três lagoas e um poço cacimba a jusante. Foram apresentados os parâmetros físico-químicos determinados no campo: *pH*, condutividade elétrica (CE), potencial redox (Eh), e os resultados de íons analisados em laboratório: Cloreto (Cl^-), Sódio (Na^+), Potássio (K^+), e Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+).

No entanto, os estudos iniciais realizados por Lima (2003) mostraram que a influência do lixão sobre as águas superficiais e subterrâneas, após 17 anos em atividade, atingiam entre 150 e 200 metros de distância, e as medidas realizadas 7 anos após o primeiro monitoramento indicavam que possivelmente o processo de contaminação estava avançando, não se observando uma atenuação.

Vale ressaltar que esse avanço da pluma de contaminação pode se estender ao longo do tempo e comprometer o uso especialmente das águas subterrâneas, oferecendo assim riscos à saúde da população do entorno desse empreendimento. Os parâmetros analisados identificaram uma fonte de contaminação típica de lixiviados de depósitos de resíduos no solo sem proteção e controle.

5.7.2 Lixão de Roger - João Pessoa, PB

Na comunidade do “S” do bairro do Roger onde vivem aproximadamente 380 famílias, funciona o antigo lixão do Roger, em uma área de manguezal adjacente ao rio Sanhauá, afluente do estuário do rio Paraíba. O lixão teve como vida útil um período de 43 anos, sendo desativado em 2003 (GOMES *et al.*, 2017).

A sua localização próxima ao centro de João Pessoa/PB, potencializa os problemas ambientais e de saúde pública decorrentes da disposição inadequada de resíduos. Nos últimos anos de funcionamento, o referido lixão também recebeu os resíduos sólidos das cidades vizinhas de Cabedelo e Bayeux (ATHAYDE JÚNIOR *et al.*, 2009). Durante esse tempo de operação os moradores vizinhos utilizaram como fonte de renda a coleta de RSU e ainda continuam utilizando a área para descarte de resíduos (GOMES *et al.*, 2017).



A poluição das águas subterrâneas na região próxima ao lixão do Roger foi comprovada a partir do monitoramento de seis poços situados na área de influência direta e indireta do antigo lixão. De acordo com os resultados, as águas subterrâneas coletadas não podem ser consumidas pela população sem tratamento prévio, pois têm apresentado parâmetros de qualidade acima do estabelecido pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde que define os padrões de potabilidade no Brasil.

Os resultados obtidos evidenciaram poluição maior das águas subterrâneas nos poços situados mais próximos ao antigo lixão, onde há influência direta, que nos pontos adjacentes, destacando o impacto ambiental desencadeado por aquele antigo lixão (ATHAYDE JÚNIOR *et al.*, 2009).

De acordo com os estudos desses autores as análises das águas coletadas nos poços, mais próximos à região onde os resíduos sólidos do lixão Roger eram depositados, têm revelado sempre indicativos de qualidade inferiores aos demais poços, sugerindo que o antigo Lixão do Roger ainda contribui para a deterioração da qualidade das águas subterrâneas nas suas proximidades. Esse resultado corrobora outros estudos similares reportados na literatura.

Estudos posteriores elaborados por Fagundes (2010) descrevem que as amostras de águas coletadas foram caracterizadas durante 3 anos com frequência trimestral ou quadrimestral através dos seguintes parâmetros: pH, condutividade, dureza, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos, DBO, DQO, óleos e graxas, cloretos, amônia, nitrito, nitrato, alumínio, chumbo, e coliformes termotolerantes.

Os resultados obtidos nos estudos apresentados acima apontam um grau elevado de contaminação nas águas subterrâneas das proximidades do antigo lixão do Roger. Existem evidências de que as amostras de água analisadas não atendem ao padrão de potabilidade da legislação. Este fato confirma que, mesmo após a desativação em 2003, o lixão ainda é uma fonte de contaminação e oferece riscos à saúde da população circunvizinha, além de comprometer os usos futuros que se poderiam fazer das águas subterrâneas.

5.7.3 Depósito de resíduos sólidos da Cidade de Erode – Tamil Nadu – Índia.

A cidade de *Erode*, a sede do distrito de *Erode Tamil Nadu*, está localizada na parte sul do subcontinente indiano entre as latitudes 11° 15' N e 11° 45' N e longitudes 77° 00' E e 77°



40' E. O seu depósito municipal de resíduos sólidos está localizado entre as latitudes 11° 17' N e 11° 23' N e 77° 40' Longitudes 'E e 77° 46' E.

A variação de temperatura na cidade oscila de 39,6°C a 24,1°C no verão, enquanto no inverno é de 32,8°C a 20,5°C. A precipitação média anual na área de estudo é de 700 mm. Além da água do rio *Cauvery*, as pessoas nessa região também dependem dos recursos hídricos subterrâneos para suas necessidades domésticas, agrícolas e industriais. A urbanização e o descarte inadequado de resíduos sólidos levam à contaminação dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais da região.

Atualmente, os resíduos sólidos municipais da cidade são descartados como aterros abertos em três locais distintos: *Vendipalayam*, *Vairapalayam* e *Semur*. As lixiviações dos pátios de despejo aberto contaminam diretamente os recursos de água subterrânea e superficial, levando à inadequação da água para o consumo em muitos lugares (CGWB, 2008). Um estudo detalhado foi realizado por Rajkumar, Subramani e Elango (2010), usando o Sistema de Informações Geográficas (SIG) para entender a variação espacial da qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

A equipe responsável pelo projeto investigou 43 amostras de águas subterrâneas e 7 amostras de águas superficiais que foram coletadas em fevereiro de 2009 na região. As amostras foram analisadas quanto a vários parâmetros físicos e químicos, como pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade, dureza, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ e F⁻. As concentrações de constituintes físicos e químicos nas amostras de água foram comparadas com o padrão do *Bureau of Indian Standard* (BIS) e da Organização Mundial da Saúde (OMS) para se averiguar a adequação da água para consumo.

Confirma-se através do estudo realizado que vários parâmetros físico-químicos de qualidade da água excedem os limites permitidos para a dessententação em muitos locais, tornando a água imprópria para consumo. Os resultados das amostras analisadas comprovam que o depósito de resíduos da cidade de *Erode* é uma fonte de contaminação e oferece riscos à saúde da população, podendo ainda comprometer os usos futuros da água subterrânea.



5.8 Os principais elementos contaminantes presentes no chorume

Oliveira e Jucá (2004) descrevem que, de uma forma geral, no chorume proveniente dos RSU contém elementos contaminantes que podem contaminar o meio ambiente, principalmente se resíduos industriais fazem parte do lixo depositado em um aterro.

Quando o assunto é a composição do chorume, Lima (2008) ressalta que essa é extremamente variável dependendo de fatores como as condições do ambiente local, o tempo de disposição do lixo, o modo como opera o aterro sanitário e até as características dos detritos descartados.

Quanto aos elementos contaminantes presentes no chorume, Celere *et al.* (2007), destacam o cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn). Esses elementos contaminantes têm sido extensivamente estudados devido aos efeitos adversos causados à saúde humana e ao meio ambiente (LIMA, 2008).

5.8.1 Cádmio

O cádmio ocorre em uma concentração média de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ na crosta terrestre. Normalmente é encontrado como mineral combinado com outros elementos, como oxigênio, enxofre ou cloro. Esse metal apresenta resistência à corrosão, sendo utilizado em baterias, plástico, pigmentos e revestimentos de metal. O cádmio penetra no solo, na água e no ar pela mineração, indústria, incineradores de resíduos, subprodutos de fertilizantes fosfatados e queima de carvão e resíduos domésticos (LIMA, 2015).

Exposição intensa à inalação de óxido de cádmio resulta em pneumotites agudas com edema pulmonar, podendo ser letal, e por ingestão de sais de cádmio solúvel causa gastroenterites igualmente. Também pode provocar náuseas, vômitos, salivação e câibra. Casos severos podem mostrar lesões no fígado, convulsões, choques, problemas renais e depressões cardiopulmonares podendo levar à morte. O efeito crônico geralmente ocorre no rim em decorrência do acúmulo de cádmio neste órgão (CETESB, 2005).



5.8.2 Cromo

Comumente encontrado na natureza, o cromo se apresenta em dois principais estados de oxidação: o Cr^{+6} e o Cr^{+3} . O Cr^{+6} é tóxico ao ser vivo e abundante em água e solo contaminado com resíduo industrial. O Cr^{+3} , porém, naturalmente presente nas células animais, exerce nelas o efeito potencializador da ação da insulina, resultando em melhor captação de glicose sanguínea (SHILS, 2009 *apud* SILVA, 2014).

O cromo, especialmente na forma de cromato, é um importante agente causador de dermatites em contato com trabalhadores. Por ser corrosivo, pode causar ulcerações crônicas na pele e perfurações no septo nasal. A ingestão acidental de altas doses de compostos de cromo pode causar falência renal aguda caracterizada por perda de proteínas e sangue na urina (CETESB, 2013).

A principal via de exposição da população em geral é a ingestão de alimentos e água, enquanto na exposição ocupacional é a inalação. A exposição crônica geralmente está associada com alergias. Envenenamento por ingestão de cromo pode provocar necrose no fígado e rim (CETESB, 2005).

5.8.3 Cobre

Em seus estudos, Baran (2005) descreve que o cobre pode ser encontrado em depósitos de minério no mundo todo. Geralmente é encontrado na forma de calcopirita (CuFeS_2). Além disso, é um elemento essencial de todas as plantas e animais. Em animais, incluindo humanos, é encontrado primariamente na corrente sanguínea, como um cofator de várias enzimas e nos pigmentos à base de cobre. O cobre juntamente com o ferro e o zinco são classificados como elementos essenciais ao organismo humano.

A importância biológica, funcional e estrutural do cobre está relacionada com as funções metabólicas das enzimas cupro-dependentes, dentre as quais a produção de energia durante a respiração celular, a síntese de proteínas estruturais como o colágeno e a elastina, a síntese do neurotransmissor noradrenalina, a síntese do pigmento melanina, a defesa contra radicais livres e o metabolismo celular do ferro (DELGADINHO, 2014).



A inalação e absorção dérmica são geralmente desprezíveis, mesmo em exposição ocupacional. Existem poucos casos reportados para efeitos agudos. O principal sintoma após a ingestão é a queimação epigástrica, náuseas, vômitos e diarreia. Podem ocorrer lesões no trato gastrointestinal e indução à anemia hemolítica. A inalação de cobre produz sintomas similares à silicose e dermatites de contato (CETESB, 2005).

5.8.4 *Chumbo*

O chumbo é um elemento de ocorrência natural, amplamente utilizado há milhares de anos. Atualmente, é um dos contaminantes mais comuns do ambiente, devido às inúmeras atividades industriais que favorecem à sua grande distribuição. Assim, todos os seres humanos têm chumbo em seus organismos como resultado da exposição às fontes exógenas (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Em geral, a toxicidade desse metal pode acarretar sintomas inespecíficos, como: náuseas, vômitos, dor abdominal, fadiga, irritabilidade, insônia, dor de cabeça e redução da libido, comprometendo diversos sistemas e órgãos. Em adultos, pode ocorrer de forma ocupacional excessiva, ou mesmo acidental, ocasionando principalmente neuropatia periférica, nefropatia crônica e hipertensão, enquanto nas crianças, os efeitos críticos atingem o sistema nervoso (ROCHA; PEZZINI; POETA, 2017). Em situações raras, os efeitos sobre a heme proporcionam indicadores de exposição ao chumbo na ausência de sintomas quimicamente perceptíveis. Também os sistemas gastrintestinal e reprodutivo são alvo da intoxicação pelo chumbo (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Os efeitos crônicos produzem sintomas de perda de apetite, constipação, anemia, fraqueza, cólicas e dores musculares e nas juntas. Outros efeitos incluem, hipertensão, disfunção renal, mal formações congênitas, diminuição da quantidade de espermatozoides e danos ao sistema nervoso periférico, afetando principalmente a camada de mielina das fibras motoras. Quando o chumbo afeta o sistema nervoso central, as crianças também são mais susceptíveis que os adultos. O efeito sobre o coração é indireto, pois o chumbo atua no sistema nervoso autônomo. Não há indícios de carcinogenicidade para seres humanos (CETESB, 2005).

A maior incidência de intoxicação por chumbo, conforme os estudos de Schifer, Júnior e Montano (2005), ocorre devido à contaminação ambiental, pela ingestão de alimentos e



bebidas contaminadas e por partículas suspensas no ar. Na atividade ocupacional, a via mais frequente de intoxicação é a inalatória (TERÇARIOL; MATOS; DIB, 2010). Dentre os gêneros alimentícios que mais contribuem para a ingestão de chumbo, Schifer, Júnior e Montano (2005) destacam as bebidas em geral, frutas, cereais, vegetais e a água potável.

Quanto à toxicologia, os estudos realizados por esses mesmos autores destacam que o chumbo é reconhecido pela OMS como um dos elementos químicos mais perigosos à saúde humana. Dentre os vários compostos onde o chumbo está presente, os autores apontam dois grupos tóxicos que abrangem essa diversidade e apresentam diferenças de toxicidade: o chumbo contaminante (intoxicação através da via respiratória e digestiva) e o chumbo orgânico (intoxicação através do chumbo tetraetila e tetrametila).

Apesar de a absorção, distribuição e eliminação do chumbo virem sendo exaustivamente estudadas em animais e homens nos últimos tempos, alguns dos mecanismos controladores desses processos fisiológicos continuam desconhecidos (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

5.8.5 Zinco

O zinco é um componente estrutural e funcional de várias metaloenzimas e metaloproteínas. Dentre as suas principais funções, destaca-se sua participação na síntese e degradação dos carboidratos, lipídeos e proteínas, na manutenção do crescimento e do desenvolvimento normais, no funcionamento adequado do sistema imunológico, na defesa antioxidante, na função neurossensorial, e, também, na transcrição e tradução de polinucleotídeos (DELGADINHO, 2014).

Em relação à quantidade, os estudos apontam que em quantidades ideais, é ótimo para algumas das principais funções do organismo humano, assim como existem implicações quando ingeridos em excesso ou em quantidades insuficientes. No organismo é necessário que exista um completo equilíbrio no metabolismo do Zn, pelo fato de ser um metal, a ingestão desequilibrada pode levar a ocorrência de intoxicação provocando doenças e até morte (BORGES *et al.*, 2016).

Esse elemento pode provocar toxicidade crônica resultando em deficiência de cobre e danos nos nervos (JOHNSON, 2018). A principal via de exposição humana é a ingestão. A



inalação é uma fonte insignificante para exposição não ocupacional. Ingestão superior a 72g de zinco produz sintomas de febre, diarreia, vômitos e outras irritações gastrointestinais (CETESB, 2005).



6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

6.1 Aterro sanitário de Itabira

O aterro sanitário de Itabira está inserido na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, afluente do rio Doce, conforme apresentado na Figura 12. O aterro possui o seu sistema de drenagem voltado para o córrego Julião, tributário do ribeirão Jirau, que por sua vez é afluente do rio Santo Antônio, constituindo uma das sub-bacias do rio Doce.

Figura 12 - Localização do aterro sanitário de Itabira, MG

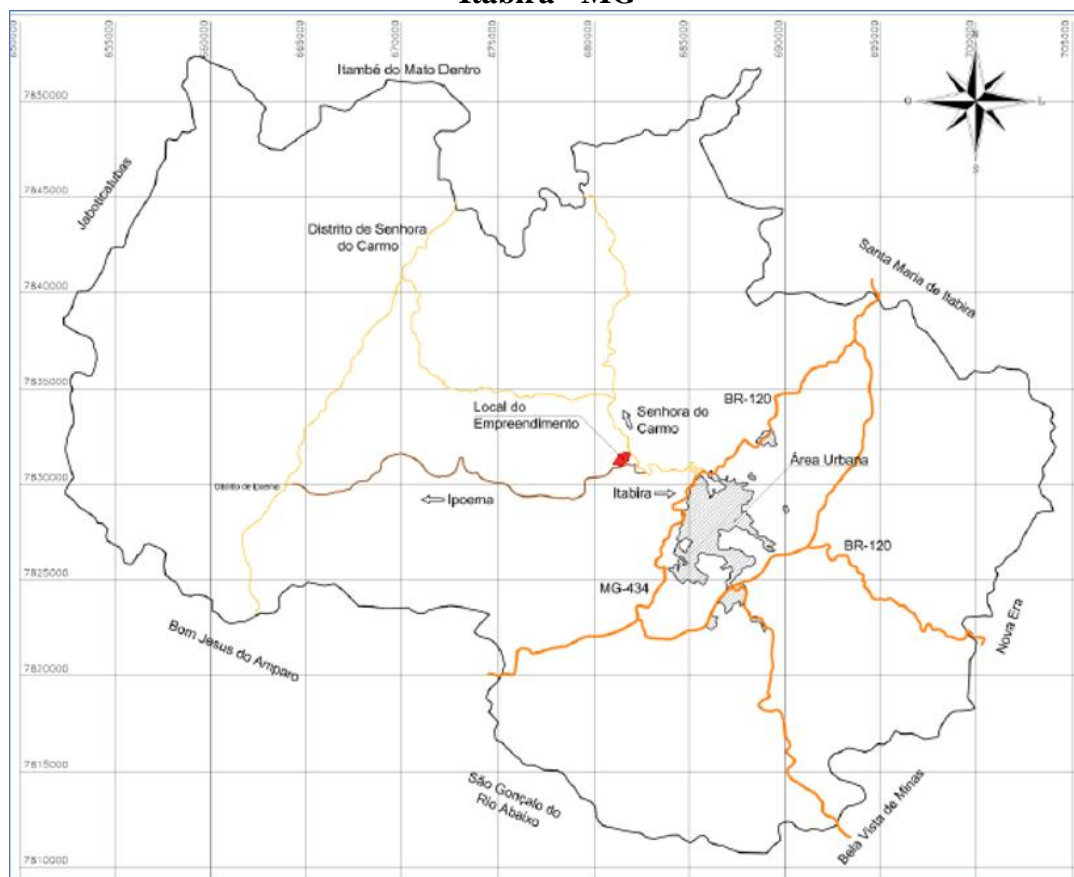


Fonte: Autor (2019).

O empreendimento encontra-se na localidade do Borrachudo, em área conhecida como “Daniel Ferro Velho”, às margens da estrada que liga o município de Itabira ao distrito de Ipoema (Figura 13), distando cerca de 12,0 km do centro urbano, com coordenadas geográficas 19°36’32’’ S de latitude e 43°16’04’’ O de longitude (ESSENCIS, 2012).



Figura 13 - Localização do aterro sanitário em relação à área urbana do município de Itabira - MG



Fonte: ENGECORPS (2015).

O imóvel rural de localização do empreendimento, identificado na Figura 13, possui área equivalente a 40,40 ha, sendo a área útil de 14,40 ha, em uma região onde há predominância de vegetação florestal, áreas agrícolas e atividades minerárias.

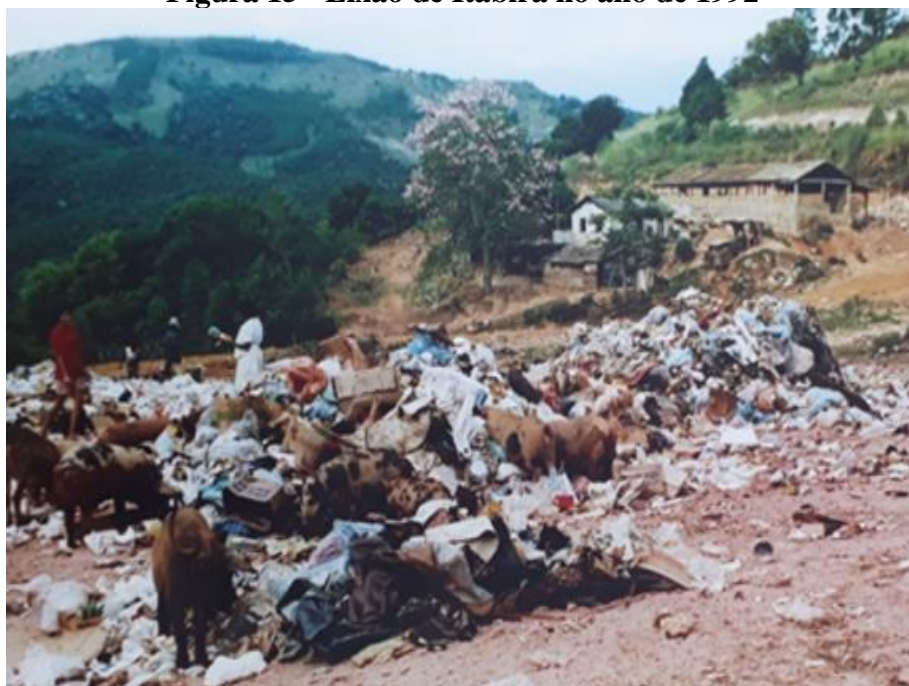
Até o ano 2010 a área onde se localiza o aterro sanitário de Itabira era um lixão, desta forma, a contaminação do local ocorreu devido à disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos coletados na cidade. Conforme apresentado nas Figuras 14 a 17 e também descrito no Projeto Executivo do Aterro Sanitário de Itabira (ESSENCIS, 2012), este local funcionou como vazadouro a céu aberto (lixão) por mais de 20 anos.

Figura 14 - Lixão de Itabira no ano de 1992



Fonte: Acervo ITAURB (2019).

Figura 15 - Lixão de Itabira no ano de 1992



Fonte: Acervo ITAURB (2019).



Figura 16 - Lixão de Itabira no ano de 1992



Fonte: Acervo ITAURB (2019).

Figura 17 - Lixão de Itabira no ano de 2010



Fonte: Acervo ITAURB (2019).



Na área do lixão onde ocorria a disposição inadequada dos lixos e resíduos era também comum identificar a presença de animais (inclusive a criação de porcos), bem como a presença de catadores. A Figura 14 registra o momento em que o lixo coletado e transportado da cidade é descarregado pelo caminhão diretamente no solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública.

Os resíduos de serviço de saúde (RSS) eram dispostos em uma vala na mesma área. Com a proibição da disposição de resíduos sólidos nos lixões a partir do ano de 2014 pela Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010 o município teve que se adequar à nova legislação (BRASIL, 2010).

A partir do ano de 2010, no mesmo local passou a funcionar como aterro controlado que, de acordo com IBGE (2011) é a fase intermediária entre o lixão e o aterro sanitário. Conforme estudos de Silveira (2018) a vala de RSS parou de receber resíduos em 2010, sendo o material coletado e destinado para incineração por empresa terceirizada, contratada por licitação.

O local utilizado para a disposição de lixos e resíduos foi considerada pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) como área contaminada sob investigação, sendo os principais contaminantes: bário, chumbo, cobre, manganês, zinco, antimônio, cobalto, cromo, nitrato, nitrito e sulfato. Um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) teve que ser cumprido e a área deve ser monitorada através de análises de qualidade da água e do solo (ITABIRA, 2016).

A partir do ano de 2010 a área do lixão foi transformada em aterro controlado e posteriormente em aterro sanitário (Figuras 18 a 23), que é um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo (particularmente lixo domiciliar), fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo assim um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública conforme apresentado na Norma Brasileira Regulamentadora - NBR 8419 (ABNT, 1992).



Figura 18 – Situação anterior do sistema de drenagem da área do aterro



Fonte: Essencis (2012).

Figura 19 - Implantação do sistema de drenagem do aterro



Fonte: Essencis (2012).

Figura 20 – Instalação de drenos verticais na área do aterro



Fonte: Essencis (2012).

Figura 21 – Transição de lixão/aterro controlado/aterro sanitário em fev/2011



Fonte: Essencis (2012).



Figura 22 – Transição de lixão/aterro controlado/aterro sanitário em out/2010



Fonte: Essencis (2012).

Figura 23 – Transição de lixão/aterro controlado/aterro sanitário em set/2011



Fonte: Essencis (2012).

Em novembro de 2012 o local foi definitivamente transformado em um aterro sanitário, sendo expedido pelo órgão ambiental competente a licença de operação com as respectivas



condicionantes ambientais. Sob a gestão da Prefeitura Municipal de Itabira o empreendimento funcionou regularmente durante um determinado período. No entanto, a partir de 2014 evidenciou-o descumprimento de alguns requisitos legais tais como o não atendimento da condicionante de nº03 da Licença de Instalação 001/2010, conforme processo PA/COPAM/Nº 00230/1993/019/2010, que determina o monitoramento da água subterrânea da área do aterro sanitário. O não atendimento a essa condicionante repetiu-se nos anos 2015 e 2016.

A partir do ano de 2017 a gestão do empreendimento, que anteriormente era de responsabilidade da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA), passou para a Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano (SMDU) de Itabira.

Uma inspeção realizada na área do aterro sanitário nos meses de outubro e novembro de 2017 por gestores da SMDU, consultores da empresa Novo Meio Ambiente Engenharia juntamente com técnicos da Construtora HURA constatou diversas não conformidades no local. Foram registradas anomalias referentes ao não atendimento de diversos critérios técnicos operacionais, bem como, de requisitos legais determinados como condicionantes na licença ambiental do empreendimento.

Conforme as Figuras 24 e 25, havia na área do aterro uma grande quantidade de resíduos dispostos no solo e com ausência de recobrimento e sem o mínimo de compactação.

Figura 24 – Falta de cobertura e compactação do lixo disposto no aterro



Fonte: Construtora HURA (2018).

Figura 25 – Grande quantidade de resíduos a céu aberto



Fonte: Construtora HURA (2018).

A Figura 26 demonstra uma situação em que o escoamento superficial dos efluentes líquidos (chorume) está fora dos limites de impermeabilização e da drenagem de base da unidade de aterragem, portanto, por sobre o solo natural sem nenhum tipo de proteção.

Figura 26 – Escoamento superficial do chorume



Fonte: Construtora HURA (2018).



Evidenciou-se também que a lagoa de armazenamento de chorume existente (Figura 27) estava transbordando, ou seja, operando acima da sua capacidade volumétrica de contenção. Essa parcela do efluente estava escoando a jusante do empreendimento superficialmente ao terreno natural. Tal situação claramente potencializa a ocorrência de impactos ambientais tais como a contaminação do solo e dos mananciais superficiais e subterrâneos.

Figura 27 – Lagoa de armazenamento de chorume operando acima da sua capacidade



Fonte: Empresa HURA (2018).

Foram identificados alguns processos erosivos de grande porte localizados na base dos taludes frontais dos maciços da atual unidade de aterragem do aterro sanitário (Figura 28).

Esse desgaste do solo pode ter sido causado pela ineficiência dos procedimentos de aterragem dos resíduos e pela falta de instalação de dispositivos de drenagem pluvial.



Figura 28 – Processos erosivos na base dos taludes frontais



Fonte: Empresa HURA (2018).

Como forma de regularizar a operação do aterro de acordo com os critérios técnicos operacionais e ambientais, em junho de 2018 a SMDU abriu processo licitatório para contratação de empresa para gerir o empreendimento. A partir de setembro do mesmo ano foi estabelecido um contrato com uma empresa terceirizada para executar os serviços relacionados à disposição final dos resíduos no local (SILVEIRA, 2018).

Em síntese, a Figura 29 apresenta a cronologia das modificações realizadas na área do atual aterro sanitário de Itabira, desde o período em que era utilizada como lixão até o presente momento.



Figura 29 - Cronologia das alterações realizadas no aterro sanitário de Itabira



Fonte: Autor (2020).

6.1.1 A coleta orgânica e seletiva de resíduos sólidos em Itabira

A coleta dos resíduos sólidos do município é realizada pela Empresa de Desenvolvimento de Itabira Ltda (ITAURB), que diariamente recolhe em média 60 toneladas de resíduos domiciliares e comerciais atendendo a 100% da população urbana do município. Esta coleta é realizada por meio de caminhões compactadores e sua frequência varia de diariamente na região central a alternada nos demais bairros (ITAURB, 2019).

Em Minas Gerais, o primeiro programa de coleta seletiva implantado foi o da cidade de Itabira, em 1991, sob a gestão da ITAURB. Inicialmente a coleta seletiva abrangeu uma área piloto com 05 bairros centrais da cidade, atendendo 9.768 pessoas, equivalente a 9,8% da população. Posteriormente o programa foi evoluindo lentamente até atingir todos os bairros da cidade, em abril de 2002 (inclusive os distritos). Na cidade, a coleta seletiva se dá da seguinte forma: os habitantes da cidade separam seus resíduos em recicláveis e não recicláveis que posteriormente são recolhidos porta a porta pela ITAURB, separadamente (MADEIRA; BOTELHO; VIEIRA, 2020).

A coleta seletiva atualmente é realizada por meio de caminhões compactadores, visto que os caminhões baú utilizados inicialmente para esta atividade encontram-se fora das



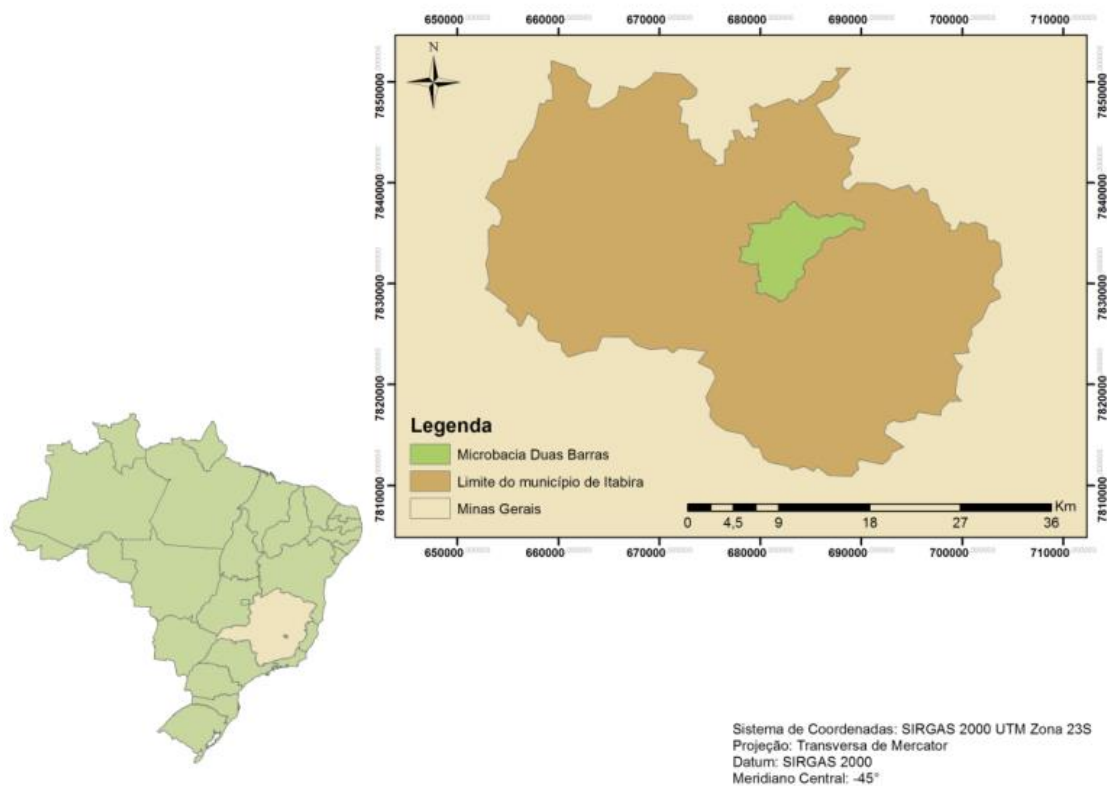
condições de uso. Diariamente são recolhidos em média três caminhões de resíduos recicláveis (aproximadamente 7,5 toneladas) que são processados na central de triagem da ITAURB, área de 3.680 m² localizada no bairro Bela Vista, Itabira-MG. Entretanto, do total recolhido, apenas 3,94 toneladas são aproveitadas, ou seja pouco mais de 50% de tudo que é coletado poderá ser beneficiado, sendo o restante transportado para a disposição final no aterro sanitário do município (ITAURB, 2019).

6.1.2 Localização e características regionais da área de estudo

Localizado no quadrilátero ferrífero, região centro-sul do estado de Minas Gerais (Figura 25), latitude 19° 37' 09" S, longitude: 43° 13' 37" W, o município de Itabira está distante 110 km da capital Belo Horizonte, apresenta 12.437,7 km de perímetro, 1.253,704 km² de área e uma população estimada em 120.060 habitantes (IBGE, 2018). A Figura 30, a seguir, apresenta a localização do município de Itabira dentro do estado de Minas Gerais.



Figura 30 - Localização do município de Itabira e da microbacia do córrego Duas Barras



Fonte: OLIVEIRA; SILVA; MORAIS (2018).

No mapa apresentado na Figura 30 é possível identificar a localização da microbacia do córrego Duas Barras onde está inserido o aterro sanitário do município de Itabira. No Produto Interno Bruto (PIB) de Itabira, destacam-se a indústria e a área de prestação de serviços. De acordo com dados do IBGE, relativos a 2017, o PIB per capita do município era de R\$ 43.763,91 e o IDH relativo a 2010, era de 0,756 (IBGE, 2020).

6.1.3 Avaliação da vulnerabilidade natural do aquífero da área do aterro sanitário

Neste tópico serão demonstrados os resultados da pesquisa “Aplicação do método GOD para determinação da vulnerabilidade à contaminação do aquífero no aterro sanitário de Itabira-MG” realizados por Fonseca (2017) e apresentada como requisito parcial para a



obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Itajubá - Campus Itabira.

Para a obtenção do índice de vulnerabilidade natural do aquífero do aterro sanitário de Itabira, foram utilizados os dados das sondagens da investigação confirmatória realizadas pela empresa Essencis em agosto de 2010 visando a elaboração do projeto executivo do aterro.

Conforme foi apresentado na metodologia (item 7.1), estão instalados 10 poços de monitoramento para coletas de amostras da água subterrânea na área do aterro. As informações obtidas nesse monitoramento também foram utilizadas para construir o índice de vulnerabilidade do aquífero local pela aplicação do método *GOD*.

A Tabela 2 apresenta a consolidação das informações de cada um dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira, a partir da ocorrência da água subterrânea e da litologia do aquífero.

Tabela 2 - Informações dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira

Poços de monitoramento	Coordenadas UTM Norte	Coordenadas UTM Leste	Características utilizadas no método GOD		
			Ocorrência da água subterrânea	Litologia do aquífero	Profundidade da água subterrânea (m)
PM 01	7.831.072	681.611	Não confinado	Solo residual	15,67
PM 02	7.831.037	681.559	Não confinado	Solo residual	9,18
PM 03	7.830.915	681.638	Não confinado	Solo residual	9,84
PM 04	7.830.955	681.818	Não confinado	Solo residual	11,35
PM 05	7.831.126	681.787	Não confinado	Solo residual	1,40
PM 06	7.831.096	681.800	Não confinado	Solo residual	1,35
PM 07	7.831.123	681.825	Não confinado	Solo residual	3,05
PM 08	7.831.104	681.713	Não confinado	Solo residual	7,90
PM 09	7.831.078	681.734	Não confinado	Solo residual	10,52
PM 10	7.831.062	681.773	Não confinado	Solo residual	8,98

Fonte: Adaptado de ESSENCIS (2012).

O tipo de aquífero encontrado no aterro sanitário de Itabira é classificado como não confinado, também conhecido como aquífero livre. Trata-se de um tipo de aquífero mais

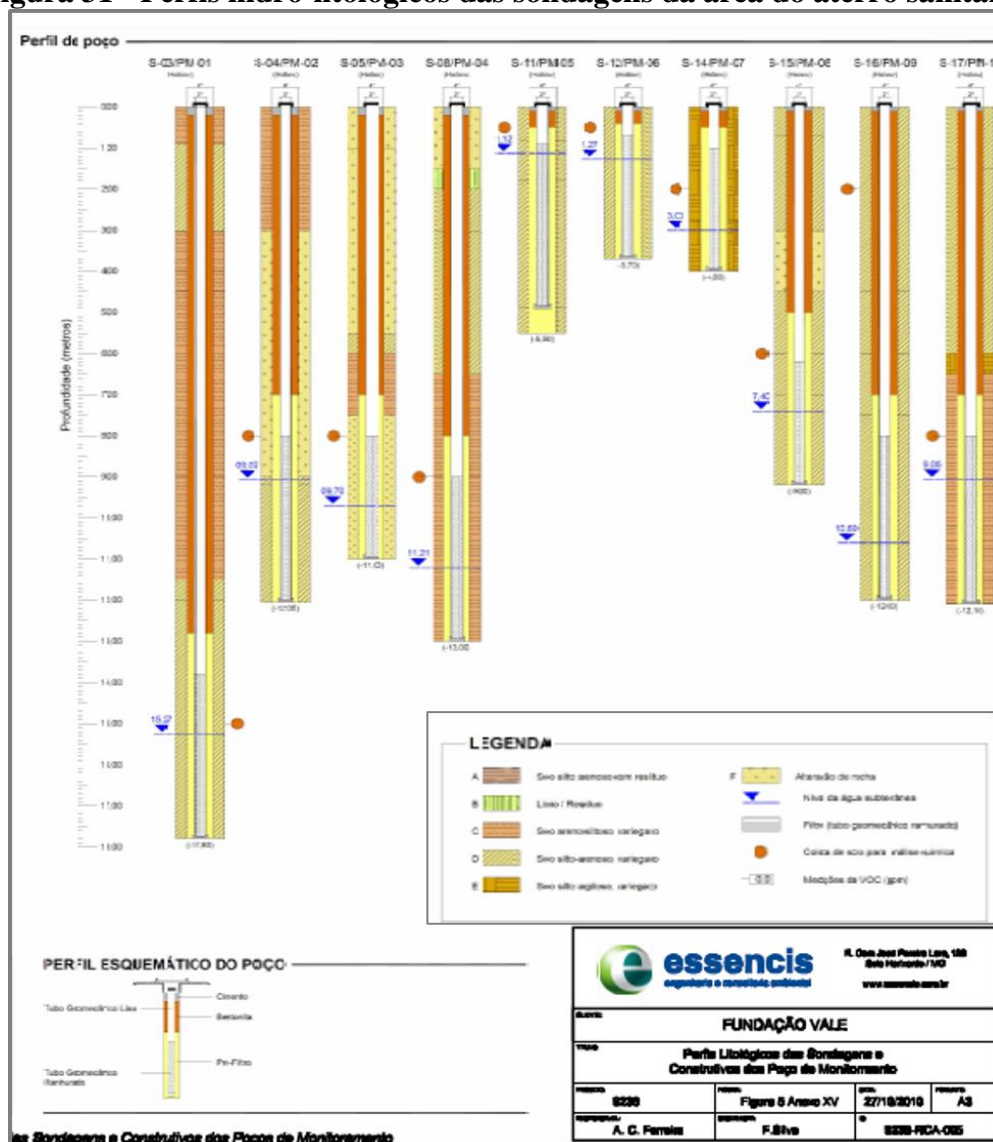


vulnerável à contaminação e, de acordo com a escala proposta por Foster e Hirata (1988), este parâmetro recebe o valor de número 1.

Quanto à caracterização dos tipos litológicos acima da zona saturada do aquífero, de acordo com os dados das sondagens apresentadas na Figura 31, as frações dos solos na área são compostos por solo areno-siltoso variegado, silto-arenoso variegado, alteração da rocha, lixão/resíduo e silto-argiloso variegado.

Além disso, a Figura 31 também apresenta os perfis hidro-litológicos identificados em cada um dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira.

Figura 31 - Perfis hidro-litológicos das sondagens da área do aterro sanitário.



Fonte: ESSENCIS (2012).



Esses tipos de solos estão presentes em toda área do aterro sanitário e são classificados como solo residual. Na aplicação do método *GOD* proposto por Foster e Hirata (1988), a esta classe de solo é atribuída uma nota 0,4 na escala.

A profundidade do nível da água subterrânea, identificada na Tabela 2 e também na Figura 31, apenas três poços (PM-01, PM-04 e PM-09) estão na faixa de 10 metros – 20 metros, recebendo assim o valor 0,8. Os demais poços recebem o valor 1,0 devido encontrarem-se abaixo dos 10 metros. Na Tabela 3 abaixo, foram lançados os valores obtidos em cada variável do método *GOD*, conforme Foster e Hirata (1988), bem como, os resultados das multiplicações entre eles gerando o índice de vulnerabilidade ambiental do aquífero da área de estudo.

Tabela 3 - Valores indicativos da vulnerabilidade ambiental do aquífero na área do aterro sanitário de Itabira

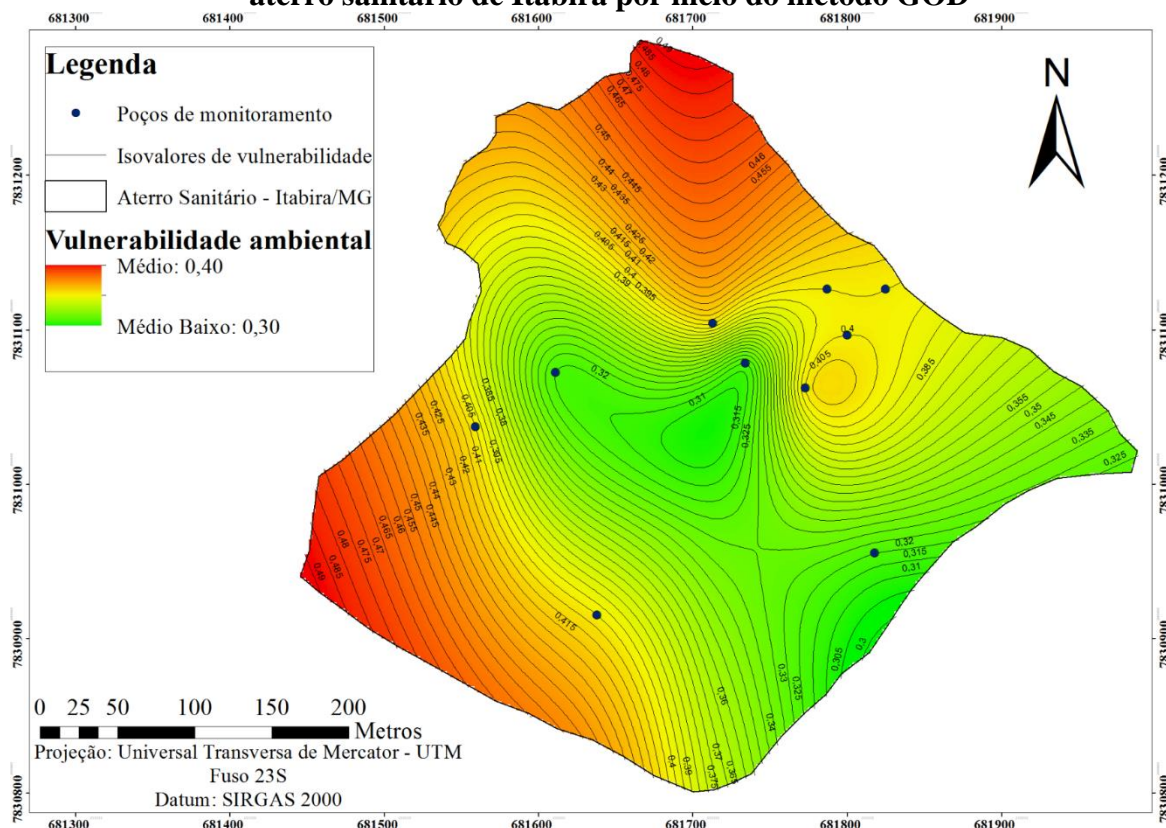
POÇO DE MONITORAMENTO	OCORRÊNCIA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	LITOLOGIA DO AQUIFERO	PROFUNDIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DO AQUIFERO	CLASSE DE VULNERABILIDADE
PM 01	1	0,4	0,8	0,32	Médio baixo
PM 02	1	0,4	1	0,4	Médio
PM 03	1	0,4	1	0,4	Médio
PM 04	1	0,4	0,8	0,32	Médio baixo
PM 05	1	0,4	1	0,4	Médio
PM 06	1	0,4	1	0,4	Médio
PM 07	1	0,4	1	0,4	Médio
PM 08	1	0,4	1	0,4	Médio
PM 09	1	0,4	0,8	0,32	Médio baixo
PM 10	1	0,4	1	0,4	Médio

Fonte: Adaptado de FONSECA (2017).

Conforme apresentado na Tabela 3, os resultados encontrados para o índice de vulnerabilidade ambiental na área do aterro sanitário são os valores de 0,32 e 0,40 na escala.

A seguir, foi realizada a interpolação final a partir do valor de vulnerabilidade ambiental obtido em cada um dos poços de monitoramento. A partir destes valores interpolados foi feita uma estimativa para todo aquífero da área estudada, conforme representado na Figura 32.

Figura 32 – Mapa de vulnerabilidade ambiental à contaminação do aquífero na área do aterro sanitário de Itabira por meio do método GOD



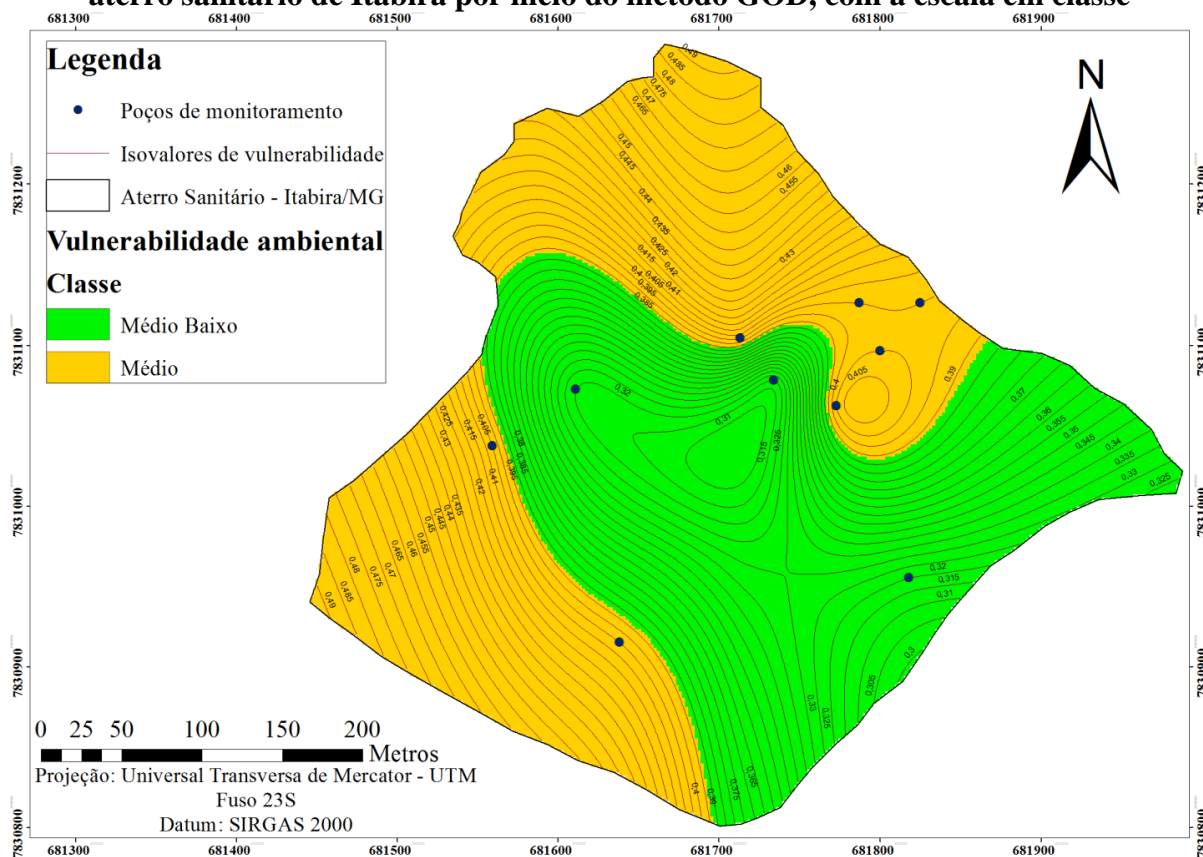
Fonte: FONSECA (2017).

Através do mapa representado na Figura 32 é possível identificar o índice de vulnerabilidade em toda a área do aterro, que se apresenta com um valor mínimo igual 0,30 na escala, sendo classificado no nível médio baixo e um valor máximo igual a 0,40 na escala, com classificação de nível médio.

Segundo Foster *et al.* (2002), os valores na faixa de 0,3 a 0,5 são classificados como vulnerabilidade moderada e que, dentro dessa classificação, pode subdividir-se em médio baixo (valores acima de 0,3 a valores abaixo de 0,4) e médio alto (valores acima de 0,4 a valores abaixo de 0,5) sendo que o valor 0,4 encontra-se exatamente no meio, classificando-o como médio.

Na aplicação dessa teoria, apenas duas classes (médio baixo e médio) são encontradas na classificação da vulnerabilidade na área de estudo, sendo estas apresentadas na Figura 33.

Figura 33 - Mapa de vulnerabilidade ambiental à contaminação do aquífero na área do aterro sanitário de Itabira por meio do método GOD, com a escala em classe



Fonte: FONSECA (2017).

O mapa resultante da aplicação do método *GOD* (Figura 33) é, sem grandes variações, com valores entre 0,32 a 0,40 na escala, sendo este com valores próximos na maior parte da área, caracterizando o local com uma moderada vulnerabilidade.

De acordo com Foster e Hirata (1988), a classe de vulnerabilidade moderada indica que o aquífero pode ser contaminado, ou seja, é definida como vulnerável a alguns poluentes, mas somente quando continuamente lançados ou lixiviados. Em complemento a essa premissa, Pinheiro *et al.* (2015), salientam que os aterros de resíduos com o recebimento de resíduos sólidos domiciliares, industriais e agroindustrial, são considerados fontes com moderado potencial de geração de carga contaminante.

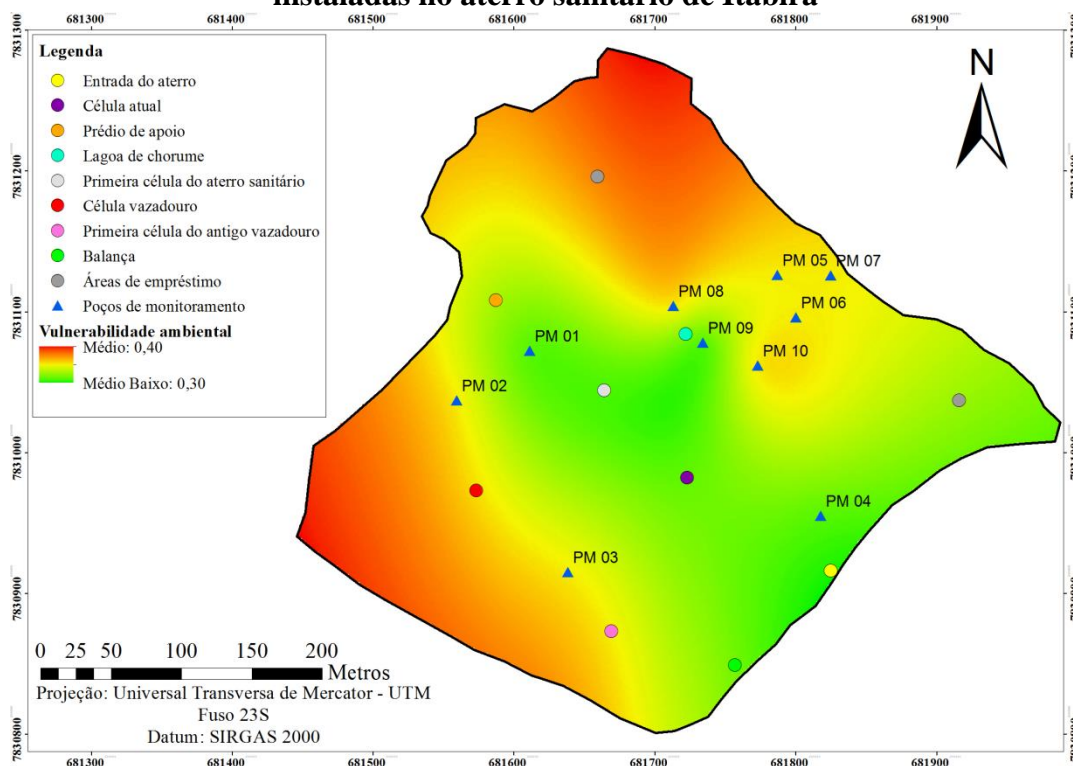
Numa análise do mapa gerado (Figura 33), a partir da aplicação do método proposto por Foster *et al.* (2002), pode-se observar que os parâmetros G (grau de confinamento) e O (tipo litológico de ocorrência) tiveram pequena influência na distribuição dos índices, devido



não haver variação dos valores das classes. Todavia, o parâmetro D (distância do nível da água) foi o que teve maior influência na configuração geral do mapa devido à diferença de valores entre as classes. Tal situação acontece quando o parâmetro D é comparado com os demais parâmetros que não apresentaram essa diferença.

Visando apresentar uma melhor visão da área operacional, foi confeccionado 01 mapa (Figura 34) onde é possível identificar a localização de cada estrutura construída na área do aterro. Com a aplicação dos dados obtidos na interpolação final é possível identificar o índice de vulnerabilidade ambiental na localização de cada uma das estruturas apresentadas.

Figura 34 - Mapa da vulnerabilidade ambiental associada à localização das estruturas instaladas no aterro sanitário de Itabira



Fonte: FONSECA (2017).

Desta maneira, observa-se na Figura 34, que os locais onde funcionava o antigo vazadouro juntamente com as áreas de empréstimos localizadas próximas ao PM-08 são as que mais se aproximam do valor de 0,4. As demais estruturas situam-se em áreas com os valores entre 0,34 a 0,36. Vale ressaltar que quanto maior o valor do índice de vulnerabilidade ambiental mais susceptível o aquífero está em ser contaminado.



O mapa elaborado para representar a vulnerabilidade do local é importante, não somente para os gestores responsáveis pelo aterro, mas também para todos que pretendem desenvolver pesquisas nesta região. Por meio da variação das classes de vulnerabilidade é possível identificar as áreas que devem ser priorizadas na prevenção de fontes de contaminação.

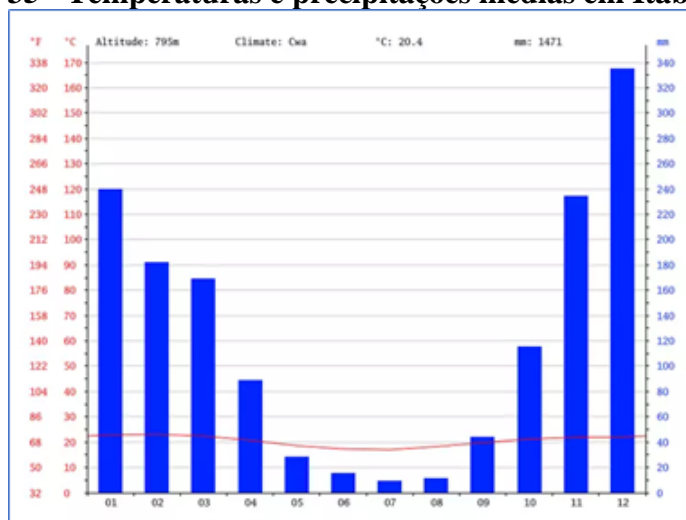
6.2 Clima

O município de Itabira encontra-se na faixa tropical do hemisfério sul, entre os paralelos de 19°36' e 19°42', e os meridianos de 43°16' e 43°20', sendo caracterizado por uma não conformidade climática, que é ditada pelas peculiaridades do relevo. Essa região é influenciada por três massas de ar: Tropical Atlântica (mTa), Polar Atlântica (mPa) e as Correntes de Oeste, cujas influências variam ao longo do ano. De uma maneira geral o município de Itabira encontra-se a uma altitude média elevada (acima do 600m), e seu clima é do tipo *Cwa*, segundo classificação de *Köppen*, o que indica verão quente e úmido, com período seco acentuado coincidindo com o inverno (ENGECORPS, 2015).

A temperatura média anual do município é de 21,3° C, o mês mais frio apresenta temperatura média de 18,5° C e o mês mais quente de 23,7° C (ENGECORPS, 2015) conforme apresentado na Figura 35. O regime pluviométrico da região é tropical, caracterizado por dois períodos distintos, um chuvoso que vai de outubro a março, e um período seco que vai de abril a setembro.



Figura 35 - Temperaturas e precipitações médias em Itabira, MG



Fonte: www.pt.climate-data.org (2019).

Conforme apresentado na Figura 35, o índice médio pluviométrico anual do município é de 1.471 mm sendo dezembro o mês mais chuvoso, quando precipitam cerca de 350 mm de chuva e julho o mês mais seco, com aproximadamente 12 mm.

6.3 Bacia hidrográfica

A rede hidrográfica do município de Itabira é composta pela bacia hidrográfica do rio Piracicaba e a bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, que estão inseridas na bacia do rio Doce. Os principais rios que cortam o município são o rio do Peixe e Santa Bárbara, afluentes do rio Piracicaba, e o rio Tanque, afluente do rio Santo Antônio (ITABIRA, 2014).

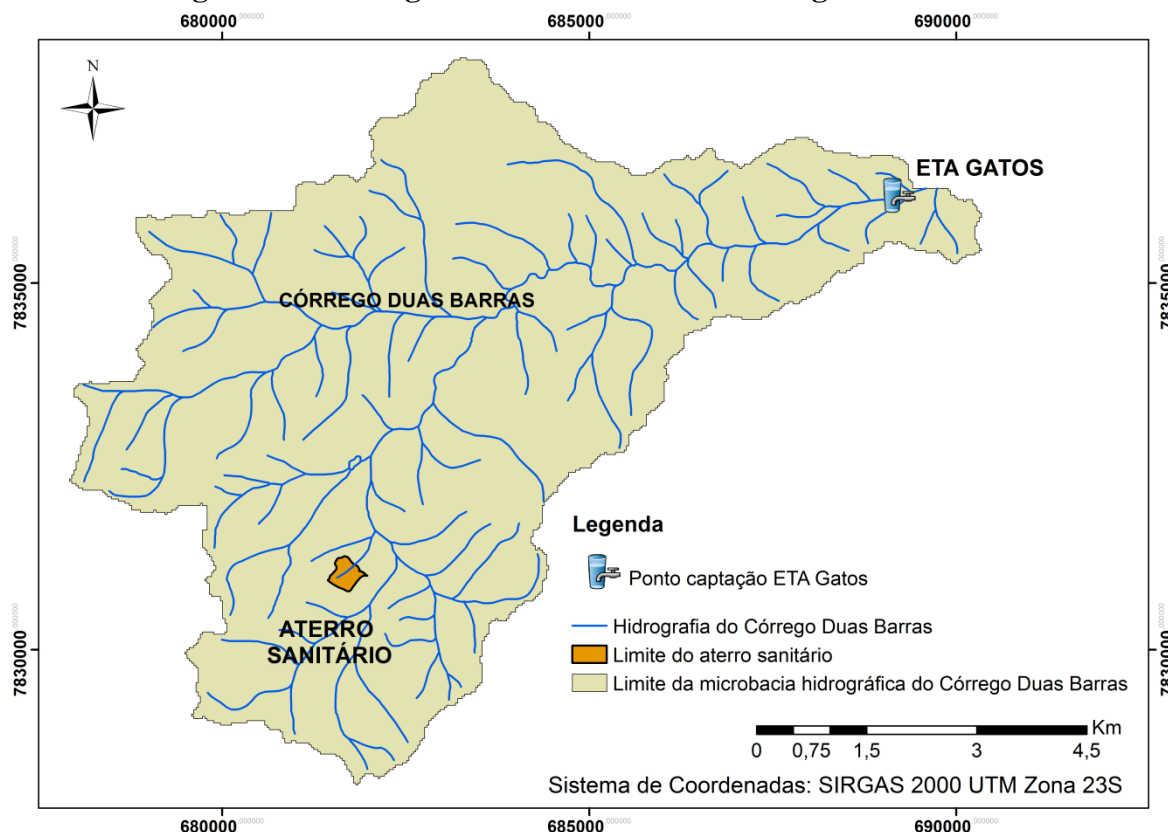
A bacia do rio Piracicaba corresponde a 1% do território mineiro, com uma área total de 5.465 km², e compreende a 36% da área municipal. No município, a bacia do rio Piracicaba se divide em duas sub-bacias: a bacia do rio do Peixe, com área de drenagem de 315,6 km², e bacia do rio Santa Bárbara, com área de drenagem de 31,9 km² (KELLES, 2017).

A bacia do rio Santo Antônio ocupa uma área de aproximadamente 10.429 km² e está totalmente inserida no estado de Minas Gerais (KELLES, 2017). Essa bacia representa 64% da área do município de Itabira e tem o rio do Tanque e o ribeirão Jirau como principais afluentes. A área de influência do aterro sanitário de Itabira está localizada dentro da microbacia do córrego Duas Barras, pertencente à sub-bacia do rio Tanque (Figura 36).



Atualmente esse corpo hídrico que está destacado na Figura 36 é utilizado com um ponto de captação emergencial pelo SAAE como complemento do Sistema Gatos que é responsável por cerca de 25% (vinte e cinco por cento) do abastecimento de água da cidade.

Figura 36 - Hidrografia da microbacia do córrego Duas Barras



Fonte: Autor (2020).

O córrego Duas Barras flui para o ribeirão Jirau que é um tributário da margem direita do rio Tanque. O rio Tanque é o maior afluente do rio Santo Antônio, drenando grande parte do município de Itabira. O rio Santo Antônio, por sua vez, está situado na bacia federal do rio Doce, e sua bacia hidrográfica corresponde à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos DO3 (ESSENCIS, 2012).

Sendo assim e diante da grande importância que a microbacia do córrego Duas Barras vem se tornando para o abastecimento público do município de Itabira, torna-se estratégico desenvolver estudos que visam proteger esse corpo hídrico das fontes de contaminações.



6.4 Geologia

Geologicamente o município de Itabira está inserido nas províncias geotectônicas São Francisco e na borda ocidental da Província da Mantiqueira (ENGECORPS, 2015). Nesta região registram-se rochas do Complexo Gnáissico Migmatítico, da Sequência Gnáissica-Anfibolítica, do Complexo Guanhães, Supergrupo Espinhaço, Suíte Borrachudos, Supergrupo Rio das Velhas, Supergrupo Minas, Coberturas Terciárias/Quaternários, além de Aluviões e Terraços (ITABIRA, 2009; ITABIRA, 2014), Figura 37.

As rochas registradas no Complexo Gnáissico Migmatítico constituem o embasamento cristalino da região (HARDER, CHAMBERLIM, 1915 *apud* SOUZA, 1988). Sua constituição é baseada em gnaisses, migmatitos e por rochas típicas de sequência Vulcano sedimentar (CARVALHO, 2006).

A Sequência Gnáissica-Anfibolítica ocorre na região centro-sul de Itabira, entre o corpo da Suíte Borrachudos e o Supergrupo Rio das Velhas (PADILHA, 2000). De acordo com Padilha (2000), esta formação possui alternância quase rítmica de faixas de gnaisses graníticos e de anfibolitos, de ordem de decâmetros a hectômetros de espessura.

O Complexo Guanhães estende-se da região nordeste de Itabira até o sul do município em duas faixas de afloramentos (PADILHA, 2000). Este complexo possui rochas como ortognaisses, anfibolito, xistos metapelíticos, gnaisses bandados, xistos máficos, ultramarinos, metagrauvacas, anfibolitos e quartizitos (ITABIRA, 2014).

Localizado na porção noroeste do município de Itabira o Supergrupo Espinhaço na região é composto por três formações: Galho do Miguel, Membro Campos Sampaio e Sopa Brumadinho.

Os Suítes borrachudos cobrem uma grande porção oeste do município, em uma faixa que se estende de sudoeste a nordeste do território. As rochas desta unidade são compostas por granitos intrusivos datadas no período paleoproterozoico (ITABIRA, 2014).

Dispersos na porção norte e noroeste do município, os Metabasitos apresentam poucas formações ocorrendo no embasamento do Supergrupo do Espinhaço, ou por vezes, intrusivos na mesma (ITABIRA, 2014).

O Supergrupo Rio das Velhas é subdivido em três grupos: Quebra Osso, Nova Lima e Maquiné (CARVALHO, 2006). Na área de estudo, há predominância somente do grupo Nova



Lima na porção central. Segundo ENGECORPS (2015, p. 19), este grupo é composto por “lavas basálticas metamorfisadas, grauvacas e quartzitos com intercalação de formação ferrífera bandada.”

Em relação ao Supergrupo Minas, este encontra-se localizado próximo a região urbana de Itabira, sendo composto por três grupos: Grupo Caraça, Itabira e Piracicaba (SOUZA, 1988; CARVALHO, 2006).

Por fim, as Coberturas Terciárias/Quaternárias são encontradas próximas de áreas montanhosas em vales ou encostas. Já os Aluviões e Terraços que consistem de depósitos de sedimentos recentes, em leitos de rios e terraços antigos.

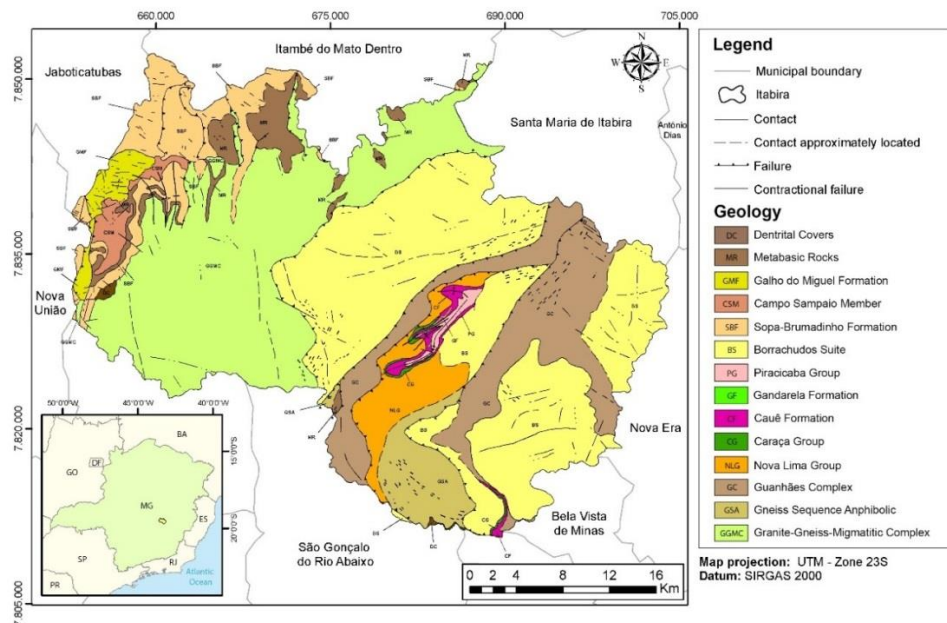
Entre as principais formas de relevo presentes no município de Itabira, ressaltam-se a Serra do Espinhaço Meridional, localizada na porção noroeste da região, e o Quadrilátero Ferrífero que ocupa uma área de aproximadamente 180 km² nas proximidades da área urbana itabirana (ITABIRA, 2014; ANDRADE, 2012).

A Serra do Espinhaço trata-se da maior faixa orogênica pré-cambriana do Brasil. Sua extensão é cerca de 1.200 km, na direção norte-sul, abrangendo desde a região de Belo Horizonte até os limites ao norte Bahia com os estados de Pernambuco e Piauí (ALMEIDA-ABREU; RENGGER, 2002).

O Quadrilátero Ferrífero está localizado no centro-sul do estado de Minas Gerais, com uma extensão de aproximadamente 7.000 km², sendo uma região de exploração de ouro, manganês e principalmente o minério de ferro. Itabira (2014) afirma ser uma região montanhosa, dobrada, com serras lineares e paisagem suave nas colinas do embasamento. Porém, devido a intensa exploração do minério de ferro é possível observar a alteração na morfologia do relevo nessas áreas, resultando assim em modificações no meio físico, como por exemplo, na dinâmica fluvial da região (ANDRADE, 2012).



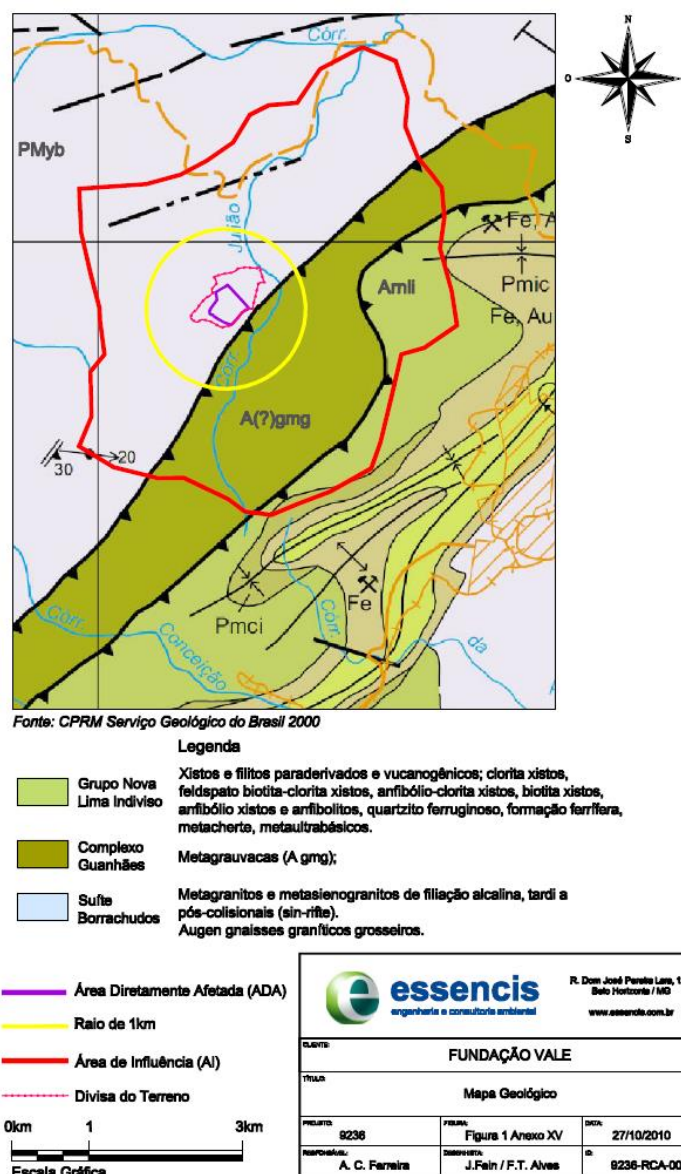
Figura 37 - Mapa geológico do município de Itabira, MG



Fonte: GONÇALVES; PEREIRA; VIEIRA (2018) modificado de ENGECORPS (2015).

Na micro-bacia do córrego Julião ocorrem as unidades estratigráficas Suíte Borrachudos (55%), Complexo Guanhães (32%) e Grupo Nova Lima (13%), conforme apresenta a Figura 38 e elaborado por Essencis (2012) a partir da carta geológica da CPRM de 2000, mostrando o local onde foi implantado o aterro sanitário de Itabira que está inserido na Suíte Borrachudos.

Figura 38 – Fragmento do mapa geológico de Itabira com destaque para a área do Aterro Sanitário



Fonte: ESSENCIS (2012).

A Suíte Borrachudos, segundo Dussin (1994), é um conjunto de rochas vulcânicas e corpos graníticos que compreendem o tipo A e que intrudiram o Complexo Guanhães em torno de 1,7 Ga (tempo geológico de 10^9 anos – um bilhão de anos).

Estes tipos de granitos têm características de grande homogeneidade litológica, rochas de grão médio a grosso, foliadas, com micro-clínio como principal mineral contituente,



quartzo, albita, hastingsita e biotita, além de magnetita, alanita e fluorita como acessórios (DOSSIN *et al.*, 1993).

Influenciado pelas condições geológicas, o município de Itabira conta com uma grande variedade de rios e riachos de pequeno ou médio porte, com leitos bem encaixados e muitos destes corpos hídricos nascendo dentro do próprio território.

6.5 Geomorfologia e Pedologia

Quanto à geomorfologia, o município de Itabira encontra-se numa área de transição sendo inserido entre os Planaltos Alto Rio Doce e as Serras Limites da Bacia do Rio Doce (ENGEORPS, 2015). Além disso, segundo Itabira (2009), a região apresenta um relevo predominantemente montanhoso, com manto de alteração espesso, altitude máxima de 1.662 metros no Alto da Mutuca e altitude mínima de 683 metros, na Foz do córrego do Simão no rio Tanque.

Em relação a topografia, o município apresenta 70% de relevo montanhoso, 20% ondulado e 10% de terreno plano sendo que as formas de relevo encontradas são composta pelo Quadrilátero Ferrífero, Serra do Espinhaço e Planaltos dissecados do Centro Sul e do Leste de Minas Gerais (ITABIRA, 2009).

O terreno onde está implantado o aterro sanitário de Itabira apresenta as seguintes características: encontra-se entre as cotas 820 metros e 1.020 metros; a área de intervenção está entre as cotas 920 metros e 980 metros; a área com cobertura vegetal de porte (área da reserva legal) encontra-se na porção de cotas mais elevadas a sudoeste do terreno e com elevada declividade média de 65%; a porção central onde está a intervenção a declividade média é de 13% e as declividades se elevam no sentido sudoeste-nordeste com uma média de 83%, no sentido do vale do Córrego Julião (ESSENCIS, 2012).

Os solos predominantes em Itabira são das classes Latossolos, Argissolos e Neossolos Litólicos sendo que os Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelo apresentam 68% do total da área do município (ENGEORPS, 2015). Os Latossolos são tipos de solos que se caracterizam por serem muito evoluídos, com grande microporosidade que, portanto, indica alta capacidade de armazenar e transmitir líquidos, além de apresentar uma boa permeabilidade interna (ITABIRA, 2014).



Os Argissolos denotam características de serem solos profundos a pouco profundos, moderadamente a bem drenados e com textura muito variável (ITABIRA, 2014). E os Neossolos Litólicos são geralmente relacionados a áreas de alta declividade e são solos rasos (ENGECORPS, 2015).

Conforme Essencis (2012), no aterro sanitário de Itabira ocorrem solos classificados como Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) que possuem cor laranjada e podem apresentar todo o tipo de textura, desde média até muito argilosa. Quanto à composição granulométrica, o solo do terreno é composto principalmente por areia fina, areia média, seguido de silte e argila, o que confere ao solo classificação SM, solos arenosos com frações finas de silte e solos arenosos com frações de argila (ESSENCIS, 2012 e PERDIGÃO, 2016).

Além disso, Perdigão (2016) mostra que o solo do aterro apresenta condutividade hidráulica nos valores de 10^{-6} a 10^{-4} cm/s, com predominância de valores de 10^{-5} cm/s indicando que este valor classifica o solo entre silte e argila, variando de permeável a impermeável e com grau de condutividade hidráulica muito baixo.

Quanto aos limites de *Atterberg*, os limites de liquidez e plasticidade do local apresentam-se como baixos a médios (ESSENCIS, 2012). As Figuras 39 e 40 apresentam as seções geotécnicas (perfis hidro-litológico, de solo e geológico) do aterro sanitário de Itabira em diferentes sondagens.

The image displays three geological cross-sections, labeled PERFIL 1, PERFIL 2, and PERFIL 3, showing the subsurface soil profile along a line. The vertical axis represents elevation in meters, ranging from 910 to 960 for Perfil 1, 930 to 985 for Perfil 2, and 910 to 975 for Perfil 3. The horizontal axis represents distance along the profile line, marked by vertical lines and points labeled with codes like SP-01, SP-02, etc.

The soil profile is divided into several layers, identified by different colors and patterns in the legend:

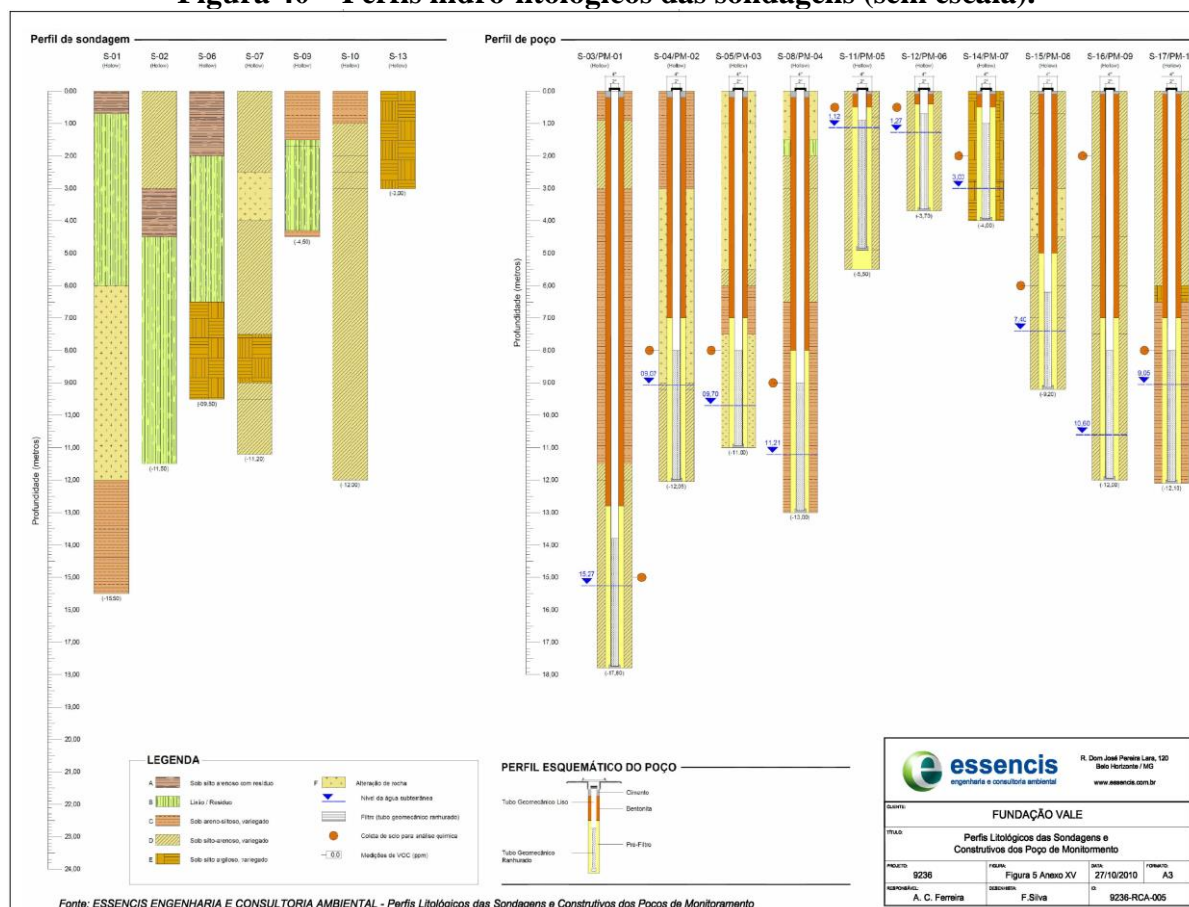
- RESÍDUOS** (Residues): Indicated by a brown hatched pattern, forming the uppermost layer in all three profiles.
- Aterro** (Fill): Indicated by a yellow color, located beneath the residues in Perfil 1 and Perfil 2.
- Solo silto-arenoso c/ res** (Silty-sandy soil with residues): Indicated by a grey color, appearing in Perfil 2 and Perfil 3.
- Solo areno-siltoso, variag** (Sandy-silty soil, variable): Indicated by a pink color, forming a significant layer in all three profiles.
- Solo silto-arenoso, variag** (Silty-sandy soil, variable): Indicated by a light yellow color, present in Perfil 1 and Perfil 2.
- Solo silto-arenoso, variag** (Silty-sandy soil, variable): Indicated by an orange color, forming the base layer in all three profiles.
- Argila** (Clay): Indicated by a blue color, appearing as thin layers in Perfil 1 and Perfil 2.

The profiles show varying thicknesses and distributions of these layers. Perfil 1 shows a relatively flat topography with a thick layer of residues and fill. Perfil 2 shows a more varied topography with a prominent layer of silty-sandy soil with residues. Perfil 3 shows a profile with a significant layer of silty-sandy soil with residues and a base of silty-sandy soil.

Fonte: Essencis (2012).



Figura 40 – Perfis hidro-litológicos das sondagens (sem escala).



Fonte: Essencis (2012).

6.6 Hidrogeologia

Considerando as províncias hidrogeológicas do Brasil, o município de Itabira encontra-se localizada na Província Escudo Oriental, mais precisamente na subprovíncia Sudeste. Tal região é caracterizada por apresentar um potencial hidrogeológico favorecido principalmente pelas condições climáticas da região, sendo a mesma inserida quase totalmente no domínio hidrogeológico cristalino, sendo o restante composto pelos domínios poroso/fissural e metassedimento/vulcânica, conforme a Figura 41.

No domínio cristalino, as rochas são constituídas basicamente de granitóides, gnaisses, granulitos, migmatitos, básicas e ultrabásicas, não havendo, portanto, uma porosidade primária, sendo a ocorrência de água subterrâneas proporcionada por uma porosidade secundária representada por fraturas e fendas. De maneira geral, os reservatórios neste domínio



são aleatórios, descontínuos e com pequena extensão, além das vazões produzidas por poços serem pequenas e as águas serem salinas (BRASIL, 2009; BONFIM, 2010).

De acordo com Bonfim (2010), o domínio poroso/fissural apresenta uma potencialidade hidrogeológica entre baixa e média devido a sua porosidade primária baixa/média e porosidade secundária acentuada, atribuídas a litologias arenosas com pelitos e carbonatos no geral subordinados com características de litificação avançada, forte compactado e fraturamento acentuado.

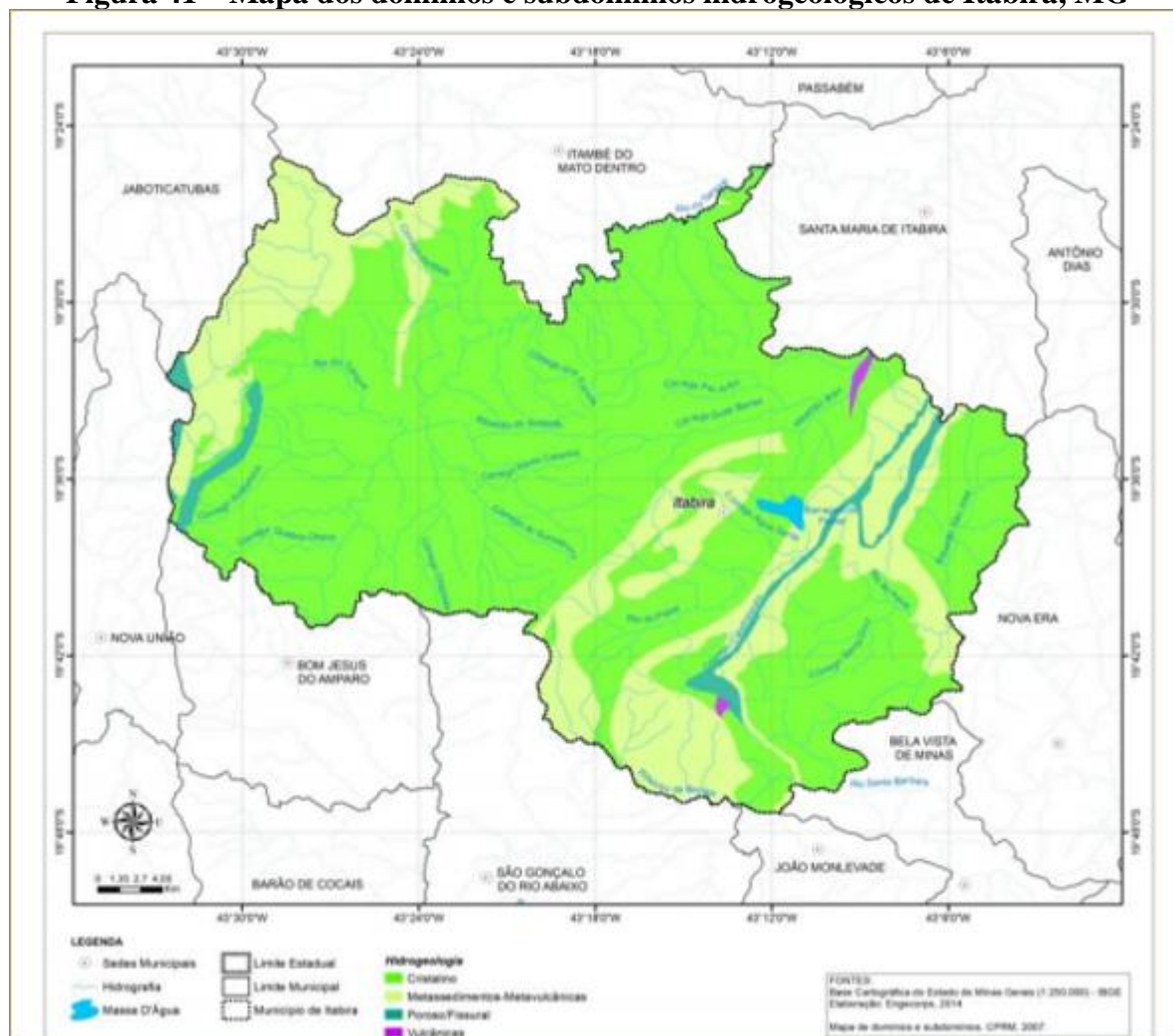
Por fim, o domínio metassedimento/vulcânica apresenta litótipos relacionados ao aquífero fissural. Assim, a porosidade primária em rochas como xistos, filitos, metarenitos, metassiltitos e entre outras é quase nula, logo as características das condições hídricas subterrâneas são proporcionadas pela porosidade secundária da mesma forma como no cristalino. Porém, deve-se destacar apesar das similaridades o comportamento reológico é diferente entre os domínios, logo espera-se que maior potencialidade hidrogeológica neste domínio que no cristalino (BRASIL, 2009; BONFIM, 2010).

A maior parte do município de Itabira situa-se sobre duas unidades hidrogeológicas: o cristalino, que ocupa 73% da área do município e os metassedimentos-metavulcânicos, que compreendem 24,8% do total. Somadas, estas unidades hidrogeológicas ocupam quase 98% do município.

Os metassedimentos-metavulcânicos reúnem xistos, filitos, metarenitos, metassiltitos, anfíbolitos, quartzitos, ardósias, metagrauvacas, metavulcânicas diversas entre outros que estão relacionados ao aquífero fissural e além disso, a porosidade primária é quase nula sendo a ocorrência de água subterrânea condicionada por uma porosidade secundária representada por faturas e fendas (BONFIM, 2010).



Figura 41 – Mapa dos domínios e subdomínios hidrogeológicos de Itabira, MG



Fonte: Base Cartográfica do Estado de Minas Gerais – 1:250.000 (IBGE); Mapa de Domínios e Subdomínios – CPRM (2007) *apud* Engecorps (2014).

O domínio poroso/fissural é onde ocorrem litologias arenosas e no geral carbonatos subordinados que apresentam litificação acentuada, forte compactação e fraturamento acentuado, conferindo-lhe comportamento de aquífero granular com porosidade primária baixo a médio e também porosidade secundária de fendas e fraturas de comportamento fissural acentuado (BONFIM, 2010).

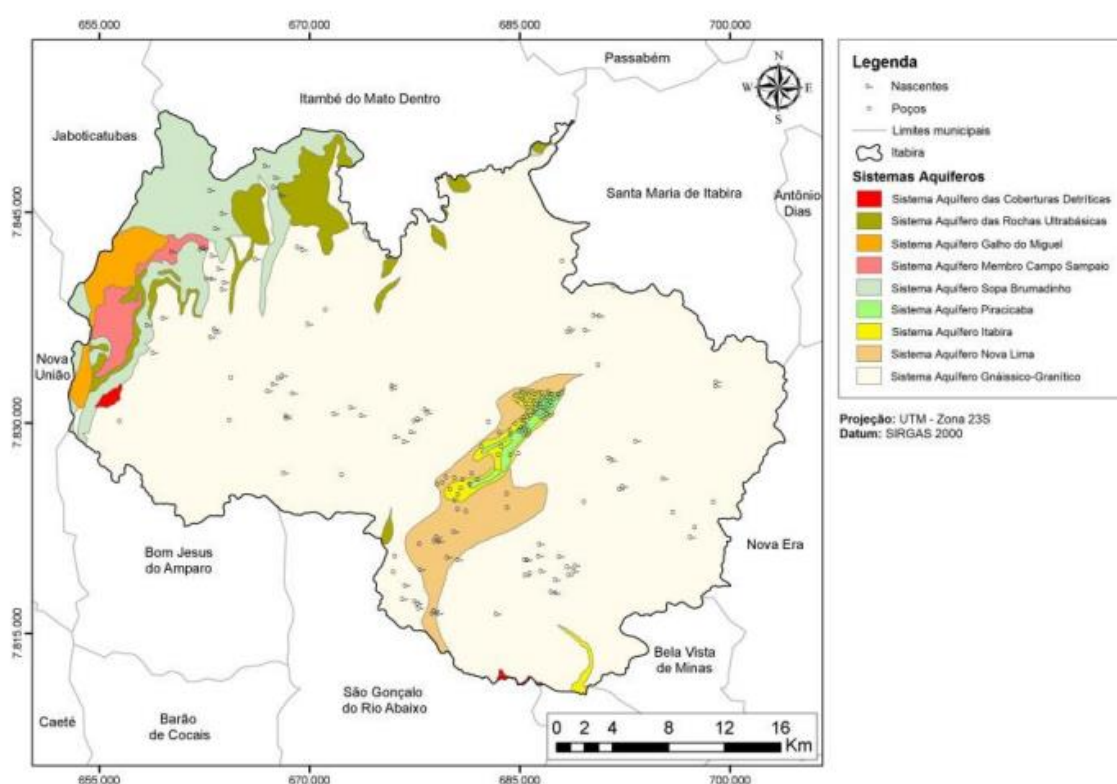
Segundo Bonfim (2010), o domínio Cristalino reúne granitóides, gnaisses, granulitos, migmatitos, básicas e ultrabásicas, que constituem o aquífero fissural. Assim como o domínio metassedimentos-metavulcânicos, a existência de água subterrânea nos cristalinos é



condicionada por porosidade secundária representada por fratura e fendas além de não existir porosidade primárias nas rochas (BONFIM, 2010).

Tendo como base critérios geológicos, informações geofísicas, perfis de poços cadastrados e a extensão geográfica dos afloramentos, Gonçalves, Pereira e Vieira (2018), identificaram nove sistemas aquíferos existentes dentro das unidades hidrogeológicas do município de Itabira/MG. A Figura 42 representa o mapa com os sistemas aquíferos identificados.

Figura 42 - Mapa dos sistemas aquíferos do município de Itabira, MG



Fonte: GONÇALVES; PEREIRA; VIEIRA (2018).

Conforme apresentado na Figura 42, o Sistema Aquífero Gnáissico-Granítico ocupa aproximadamente 80% do município de Itabira/MG e são caracterizados como aquíferos descontínuos, anisotrópicos, heterogêneos, fraturados e livres a semiconfinados pela rocha alterada. Estes aquíferos apresentam dupla porosidade, com circulação e armazenamento da água subterrânea em discontinuidades provocadas pelo fraturamento das rochas (porosidade de fraturas) e nos interstícios do manto de alteração (GONÇALVES; PEREIRA; VIEIRA,



2018). Os níveis piezométricos são rasos, resultantes do relevo levemente ondulado e captações nas vertentes. A recarga principal é pluvial e se dá pela infiltração nas formações superficiais e, também, de cursos d'água conectados hidraulicamente com as fraturas. A recarga é otimizada pela elevada precipitação, relevo pouco acidentado e espesso manto de intemperismo (BEATO; MONSORES; BERTACHINI, 2006).

6.7 Uso e ocupação do solo da microbacia córrego Duas Barras

A microbacia do córrego Duas Barras apresenta 56,438 km² de área, deste total, 7,299 km², são considerados área de preservação permanente (APP) dos cursos d'água e entorno das nascentes, representando 12,93 % do total. Os dados de área permitiram a elaboração da Tabela 4 que apresenta também a relação de área de cada classe da APP e da microbacia (OLIVEIRA; SILVA; MORAIS, 2018).

Tabela 4 - Classes e áreas da microbacia e da APP

USO E OCUPAÇÃO	ÁREA DA BACIA Córrego DUAS BARRAS (Km ²)	ÁREA APP (Km ²)
Pastagem	8,582	1,358
Áreas antropizadas	0,359	0,12
Mineração	4,099	0,586
Solo exposto	0,275	0,052
Silvicultura	17,138	1,56
Vegetação	22,845	3,17
Vegetação rasteira	2,889	0,341
Água	0,229	0,112
Afloramento de rocha	0,022	0
TOTAL	56,438	7,299

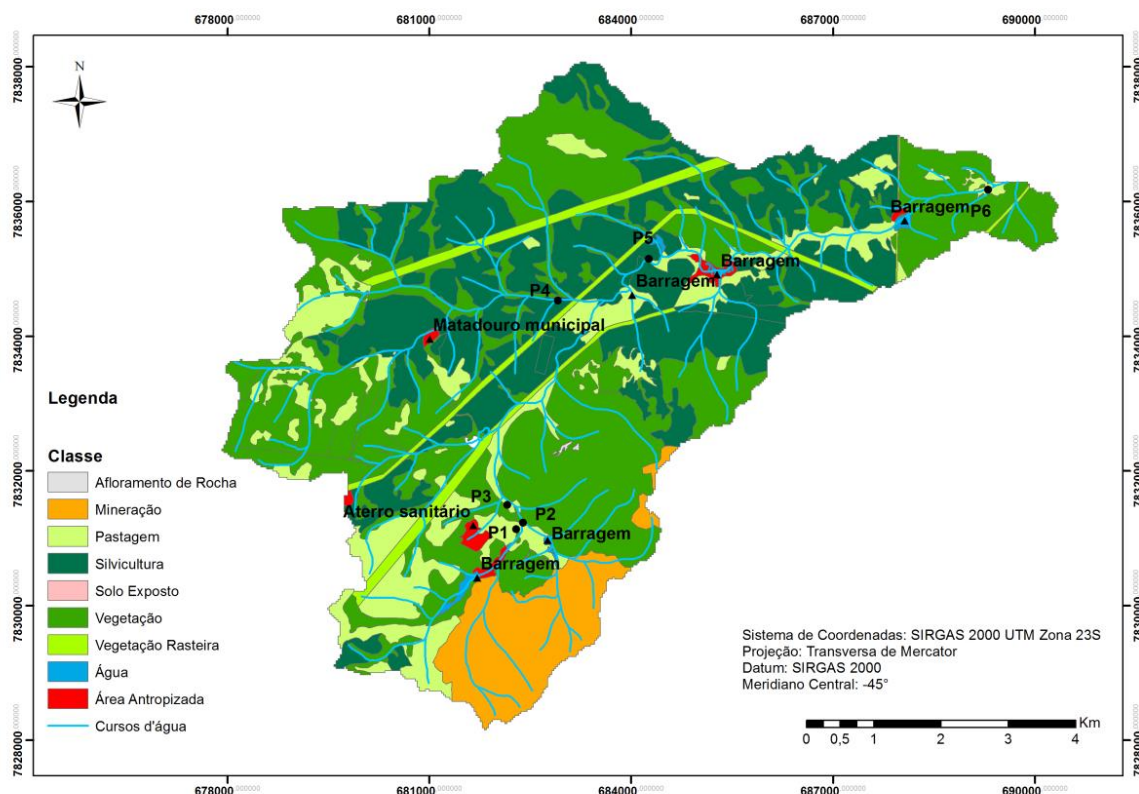
Fonte: OLIVEIRA; SILVA; MORAIS (2018).

Os estudos realizados por Oliveira, Silva e Moraes, (2018) evidenciaram que as regiões classificadas como solo exposto (Tabela 4) são possivelmente resultantes de atividades antrópicas como a supressão da vegetação (que gera erosões), escavação mecânica e movimentação de solo. Já as áreas de pastagem não necessariamente representam áreas de pecuária, mas também vegetação rasteira (gramíneas) e campo sujo, que não se enquadrariam na classe vegetação.



Como resultado desse estudo foi gerado um mapa temático de uso e ocupação do solo da microbacia do córrego Duas Barras que é apresentado a seguir (Figura 43).

Figura 43 -Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia do córrego Duas Barras



Fonte: OLIVEIRA; SILVA; MORAIS (2018).

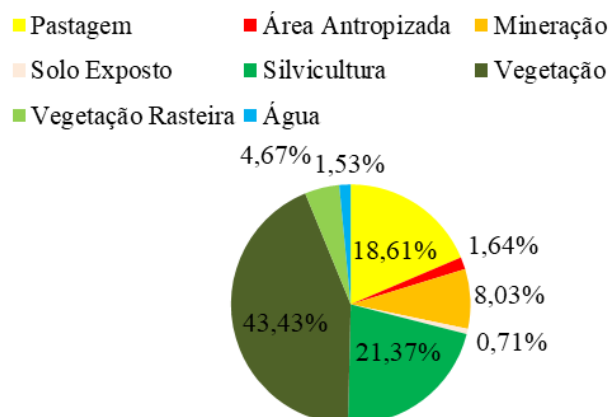
O mapa apresentado na Figura 43 evidencia que as áreas de pastagens ocupam aproximadamente 20% da área total, situação essa que provoca a compactação do solo favorecendo também o surgimento e desenvolvimento de erosões, diminuição da infiltração da água e consequente redução da fertilidade.

A região da microbacia possui alta concentração de linhas de transmissão de energia elétrica, ocasionando a supressão da vegetação para instalação e manutenção na faixa do trajeto das redes. Essa classe representa 4,67% do território em estudo e são destinadas à utilidade pública (OLIVEIRA; SILVA; MORAIS, 2018).

O gráfico de representatividade do uso e ocupação do solo na APP (Figura 44) apresenta o percentual que cada atividade ocupa dentro da área de estudo.



Figura 44 - Representatividade do uso e ocupação do solo na APP



Fonte: OLIVEIRA; SILVA; MORAIS (2018).

O gráfico acima (Figura 44) demonstra que a classe silvicultura é a segunda de maior representatividade dentro da microbacia, visto que ela ocupa aproximadamente 21% do local. As vegetações conhecidas desta classe são pinus e eucaliptos, sendo estas monoculturas comumente encontradas na região.

Itabira possui como principal fonte de receita a atividade mineradora, que ocupa uma grande extensão territorial do município (ENGEORPS, 2015). Na região de estudo, esta atividade representa cerca de 8% do seu território e está localizada em um de seus extremos.



7 MATERIAIS E MÉTODOS

O procedimento metodológico empregado para o desenvolvimento da dissertação envolveu basicamente três etapas, em termos de embasamento científico, planejamento, execução, resultados e discussões.

ETAPA 1 – Levantamento do histórico da utilização da área atualmente operada pelo aterro sanitário, aquisição de base de dados, revisão bibliográfica, planejamento das visitas e campanhas para coleta de dados e amostras.

ETAPA 2 – Visitas ao aterro sanitário de resíduos sólidos entre o meses de agosto e dezembro de 2019 para identificação, tomada de coordenadas geográficas, avaliação das condições de preservação e funcionamento; conhecimento da rotina e dinâmica da disposição e cobertura dos resíduos sólidos; os sistemas de drenagens existentes, as condições de estabilidade geotécnicas dos taludes; o dique de contenção de chorume do aterro e, de forma geral, a sistemática de operacionalização do aterro.

ETAPA 3 – Análise e interpretação dos dados adquiridos e coletados em campo, confecção da dissertação e do produto final exigido pelo programa.

7.1 Metodologia utilizada pelas equipes responsáveis pelo monitoramento dos parâmetros físico, químicos e biológicos do aterro sanitário

As equipes responsáveis pela implantação e posteriormente pelo monitoramento e adequação da área onde se localiza o aterro sanitário de Itabira realizaram análises físico, químicas e biológicas cujos resultados foram utilizados para a averiguação da contaminação do local. Os testes foram desenvolvidos de modo a atender o Parecer Único 0991864/2012, Minas Gerais (2012) da Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Leste Mineiro (SUPRAM LM).

Os parâmetros de análise *in loco* foram:

* tomada do nível de água nos poços de monitoramento, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e *pH*.

Antes do início das atividades de amostragem foram verificados o nível de água (NA) estático do aquífero freático e a eventual presença de fase livre (NAPL – Líquido em Fase Não



Aquosa) com uso de medidor de interface eletrônico, com fita de 20 m graduada a cada 5,0 mm (ESSENCIS, 2012).

Para as coletas foi utilizado o método de baixa vazão (0,1 a 0,4 L/min.) através de um sistema composto por bomba de bexiga, quadro de controle, célula de fluxo, multi-parâmetros e mangueiras de 1/4". O método consiste na purga controlada utilizando vazões ligeiramente inferiores à capacidade de produção do poço, proporcionando o rebaixamento mínimo do NA e assim, um baixo volume de efluentes.

Os monitoramentos dos parâmetros *in loco* que foram utilizados nessa pesquisa compreenderam um total de 07 campanhas. Em laboratório foram analisados os elementos de interesse dessa pesquisa, ou seja, aqueles que extrapolaram os limites máximos permitidos pela legislação em todas as coletas: cádmio total (mg/L), chumbo total (mg/L), cobre dissolvido (mg/L), cromo total (mg/L) e zinco total (mg/L). Também foram analisados em laboratório os parâmetros cloretos (mg/L), coliformes totais e termotolerantes, nitratos (mg/L) e nitrogênio amoniacal total (mg/L), que não serão analisados neste estudo.

As amostras de água subterrânea coletadas para análise de metais dissolvidos foram filtradas em membranas de 0,45 μm e depois acondicionadas em frascos adequados e preservados. A seguir, essas amostras são devidamente identificadas, preservadas em caixa térmica com gelo, documentadas através de etiquetas e por fim, enviadas aos laboratórios responsáveis pela análise.

A Tabela 5 apresenta o cronograma das campanhas de monitoramento que foram realizadas no aterro sanitário, bem como, os clientes, as metodologias aplicadas durante as análises realizadas e os laboratórios responsáveis pelos laudos.



Tabela 5 – Cronograma de coletas e metodologias de análises nos laboratórios

Campanha	Data	Cliente	Laboratório responsável pelo laudo	Método utilizado	Observações
2010 - Investigação confirmatória	26/06 a 02/09/2010	Essencis Soluções Ambientais S/A	Analytical Solutions Ltda	Interno(s)*: PE 4.9 - 401 Rev.: 07 PE 4.9 - 404 Rev.: 06 Externos(s)**: USEPA 6010, USEPA 7000	Temperatura de Recebimento °C (Faixa): 1,6
2011	25/11/2011	Essencis Soluções Ambientais S/A	Bioagri Ambiental	- Metais: POP PA 038 (Rev.01) / SMWW 3125 B, USEPA 6020; - Coliformes: POP PA 040 (Rev.05) / SMEWW 9223 B; - Metais: SMEWW3111B;	<i>Data da coleta:</i> 25/11 - 10:29:00 <i>Data da entrada no laboratório:</i> 25/11 - 16:29:00 -
2013	05/11/2013	Prefeitura Municipal de Itabira	Phyllomedusa Laboratório	- Cloreto: SMEWW 4500 CL B; - Nitrogênio Amoniacal Total: SMEWW 4500 NH3 F; - Nitrato: ABNT NBR 12620.	
2014	14/05 e 29/07/2014	Prefeitura Municipal de Itabira	Phyllomedusa Laboratório - Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE)	- Metais: SMEWW2520B; - Nitrato: ABNT NBR 12620; - Nitrogênio Amoniacal Total: SMEWW 4500 NH3 F; - Metais: SMEWW9223B. - Cádmio: Espectrofotometria - Dithizona; - Chumbo: Espectrofotometria - Colorimétrica - Dithizona; - Cromo: Espectrofotometria - Oxidação alcalina - Hipobromito - Hipobromito; - Zinco: Espectrofotometria - Colorimétrica - DR2800/200- Zincon; - Nitrogênio Amoniacal Total: Nessler.	- Evidências de registros de monitoramento apenas para o parâmetro Condutividade - Sem chuvas nas últimas 24 horas; - Incerteza de Medição = NA (não se aplica).
2017	26/10/2017	Prefeitura Municipal de Itabira	Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE)	- Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo: SMWW 3030,3120B; - Zinco: SMEWW 3030,3120B; - Níquel: SMEWW 3500 Ni; - Nitrato: SMEWW 4500 NO3-E; - Nitrogênio Amoniacal Total: SMEWW NH3 F; - Cloreto: SMWW 4500 Cl-B (ac). - Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo: SMWW 3030,3120B; - Zinco: SMEWW 3030,3120B; - Níquel: SMEWW 3500 Ni; - Cloreto: SMWW 4500 Cl- B (ac); - Nitrato: SMEWW 4500 NO3 - E; - Nitrogênio Amoniacal Total: SMEWW 4500 NH3 F.	Condições ambientais: Chuvoso com chuvas nas últimas 24 horas
2018	22/10/2018	Prefeitura Municipal de Itabira	Phyllomedusa Laboratório de Análises Físico - Químicas e Projetos Ltda ME		
2019	28/01/2019	Prefeitura Municipal de Itabira	Phyllomedusa Laboratório de Análises Físico - Químicas e Projetos Ltda ME		Condições ambientais: Ensolarado

Fonte: adaptado de ESSENCIS (2012); ECOLABORE ENGENHARIA (2019).



Os métodos utilizados seguem a norma ASTM D6771-02 – “*Standard Practice for Low-Flow Purging and Sampling for Wells and Devices Used for Ground-Water Quality Investigations*” e estão em acordo com as seções “6410 – Amostragem e Monitoramento das Águas Subterrâneas” e “6420 – Preservação e manuseio de amostras de água e chorume relacionados aos parâmetros de análise” (CETESB, 2001) e norma ASTM D444801(2007) – “*Standard Guide for Sampling Ground-Water Monitoring Wells*”.

De acordo com as informações apresentadas em Essencis (2012), em agosto de 2010 foram executados 17 furos de sondagens na área do aterro com o objetivo de fazer o reconhecimento do solo. Além disso, a empresa Essencis Soluções Ambientais S/A instalou 10 poços de monitoramento para coletas de amostras da água subterrânea visando caracterizar a hidrogeologia local e identificar possíveis alterações na qualidade ambiental das águas subterrâneas.

Durante a campanha, foram coletadas 10 amostras do solo, 10 amostras de água subterrânea, 04 amostras de água superficial e 01 amostra de efluente, sendo que todas estas amostras foram encaminhadas para posteriores análises laboratoriais (ESSENCIS, 2012).

Conforme descrito no Parecer Único 0991864/2012 da SUPRAM LM, Minas Gerais (2012), o monitoramento das águas subterrâneas deve ser realizado para se evitar o risco de contaminação por vazamentos acidentais e realizar acompanhamento da evolução do aterro.

Vale ressaltar que para a avaliação são necessários pelo menos um poço de monitoramento localizado a montante e três poços a jusante do empreendimento considerando o fluxo das águas subterrâneas, conforme a NBR ABNT n° 13.895 (1997) – Construção de Poços de Monitoramento e Amostragem.

A Figura 45 apresenta a disposição dos poços de monitoramento de águas subterrâneas que foram instalados na área do aterro sanitário.



Figura 45 - Localização dos poços de monitoramento da qualidade da água



Fonte: Autor (2020).

Através da Figura 45 é possível identificar a posição de cada ponto de monitoramento onde, os poços PM1, PM2, PM3 e PM4 situam-se a montante da área de disposição de resíduos e os demais pontos de monitoramento se encontram localizados a jusante dessa área.

Dessa forma, são realizadas análises de amostras de água coletadas em poços de monitoramento situados a montante e a jusante da área de disposição de resíduos, construídos de acordo com a ABNT NBR 15495 (2007) - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Projeto e Construção.

7.2 Metodologia de elaboração dos mapas

Os mapas de evolução dos elementos contaminantes na área do aterro sanitário foram elaborados utilizando-se as ferramentas do *software ArcMap*, versão 10.3. Este programa



incorpora ferramentas de edição, cartografia avançada, administração de dados e análises espaciais sofisticadas.

Inicialmente, foi confeccionado mapa do Modelo Digital de Elevação (MDE), figura 59, a partir da extração das curvas de nível da área do aterro municipal em formato vetorial. Para as áreas que não estavam incluídas no levantamento topográfico, o MDE foi elaborado a partir da imagem do satélite *AlosPalsar* do dia 26 de janeiro de 2010. Essa imagem foi convertida para pontos e a junção das curvas de nível e dos pontos foi realizada na ferramenta *3D Analyst, Data Management, TIN, Create TIN*. Por fim, foi realizada a conversão para o formato *Raster* e o recorte com o limite do aterro.

Em seguida, a partir das curvas de nível da área, foi elaborado o mapa de nível d'água, aplicando-se a ferramenta de interpolação *Topo to Raster*, convertendo-se dados vetoriais no modelo hidrológico de elevação do nível d'água.

Posteriormente, com os dados obtidos nas coletas de água subterrânea foi realizada a interpolação dos dados com a utilização da técnica IDW (*Inverse Distance Weighted*) para se apontar as áreas de contaminação e as respectivas áreas de influência de cada contaminante.

Assim, tendo em vista o alcance dos objetivos propostos para o projeto, foi elaborado um planejamento que começou com a delimitação do local de estudo, delimitação do escopo e escolha dos parâmetros do monitoramento da água subterrânea.

7.3 Relatório das visitas técnicas realizada no aterro sanitário

A Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano é responsável pela gestão do empreendimento. Em 21/08/2018 a Prefeitura Municipal de Itabira celebrou com a empresa Construtora Hura Ltda o contrato PMI/SMA/SUCON N° 096/2018. Conforme o objeto do contrato a Construtora Hura executará serviços de drenagem e impermeabilização e será também responsável pela implantação de unidades fiscais e infraestrutura básica, além das adequações necessárias para atender as condicionantes da Licença de Operação (LO) do aterro.

Durante as visitas realizadas na área da pesquisa evidenciou-se a regularidade no cumprimento de diversos requisitos essenciais para o funcionamento correto do aterro sanitário. Dentre os requisitos estão o cumprimento das normas técnicas operacionais e o atendimento das condicionantes da licença operacional expedida pelo órgão ambiental



competente. A seguir são apresentadas algumas evidências através de fotos e cópias de documentos de controle.

- Monitoramento da água superficial, subterrânea e do percolado (Figura 46);
- Manutenção da lagoa de armazenamento temporário e recolhimento do chorume para o tratamento na ETE *Laboriaux* (Figuras 47);
- Planilha de controle de retirada do chorume (Figura 48)
- Vias de circulação e sistema de drenagens superficiais em bom estado de manutenção (Figura 49);
- Funcionamento regular do sistema de coleta e queima dos gases (Figura 50);
- Instalação e manutenção do sistema de impermeabilização de fundo e de laterais da área do aterro sanitário (Figura 51);
- Recobrimento regular dos resíduos dispostos na célula em funcionamento (Figura 52);
- Utilização de sistema para evitar a dispersão de resíduos pela ação do vento (Figura 53);
- Revegetação e manutenção de taludes e áreas verdes do aterro sanitário (Figura 54);
- Placa de identificação, guarita de entrada, balança para controle de peso de materiais e sistema de fechamento do aterro através de cercas com arame farpado (Figura 55);
- Licença ambiental do empreendimento expedida pelo órgão ambiental competente com data de validade regular (Figura 56).

Figura 46 -Campanhas de monitoramentos hídrico



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).



Figura 47 - Manutenção da lagoa de armazenamento temporário e recolhimento do chorume



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).

Figura 48 - Controle de retirada de chorume para o tratamento na ETE

DATA: 24 / 09 / 2018

PLANILHA DE CONTROLE DE RETIRADA DE PERCOLADO				
Nº	HORA	PESO INICIAL (Kg)	PESO FINAL (Kg)	PESO LÍQUIDO (Kg)
1	07:14	7190	16310	9120
2	09:05	7260	16310	9050
3	10:47	7190	15960	8770
4	13:59	7190	15530	8340
5	15:21	7220	16240	9020

DATA: 25 / 09 / 2018

PLANILHA DE CONTROLE DE RETIRADA DE PERCOLADO				
Nº	HORA	PESO INICIAL (Kg)	PESO FINAL (Kg)	PESO LÍQUIDO (Kg)
1	07:17	7300	16420	9120
2	09:03	7280	15980	8700
3	12:04	7280	16140	8860
4				0
5				0

DATA: 26 / 09 / 2018

PLANILHA DE CONTROLE DE RETIRADA DE PERCOLADO				
Nº	HORA	PESO INICIAL (Kg)	PESO FINAL (Kg)	PESO LÍQUIDO (Kg)
1	07:06	7280	16120	8840
2	08:57	7290	16260	8970
3	10:34	7310	16450	9140
4	13:49	7330	16370	9040
5	15:19	7300	15610	8310

Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).



Figura 49 – Manutenção das vias de circulação e sistema de drenagem pluvial



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).

Figura 50– Sistema de drenagem e queima dos gases



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).



Figura 51 – Sistema de impermeabilização de fundo e de laterais



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).

Figura 52- Recobrimento dos resíduos na célula atual



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).



Figura 53 – Instalação de tela para controle de dispersão de resíduos pelo vento



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).

Figura 54 - Manutenção de taludes da área do aterro



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).



Figura 55 - Guarita de entrada, balança e cercamento da área do aterro



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2019).

Figura 56 - Cópia da licença ambiental do aterro sanitário

CERTIFICADO LAS-RAS Nº 020

LICENÇA AMBIENTAL SIMPLIFICADA - RAS

A Superintendente Regional de Meio Ambiente do Leste Mineiro, no uso de suas atribuições, com base no art. 4º, inciso V e no art. 20 da Lei Estadual nº 21.972, de 21 de janeiro de 2016 e de acordo com o art. 54, parágrafo único, inciso I do Decreto Estadual nº 47.042, de 06 de setembro de 2016, e do art. 13, IV do Decreto Estadual nº 47.383 de 02 de março de 2018, concede à empresa **PREFEITURA MUNICIPAL DE ITABIRA/ATERRO SANITÁRIO E UNIDADE DE COMPOSTAGEM**, CNPJ 18.299.446/0001-24, Licença Ambiental Simplificada na modalidade LAS/RAS, para a atividade principal Aterro sanitário, inclusive aterro de pequeno porte-ASPP. (Capacidade total aterrada em final de plano CAF: 384623,00 t), com critério locacional 0, enquadrada na DN COPAM nº 217, de 2017, sob o código E-03-07-7, localizada nas Coordenadas Geográficas Lat.(X): 19°36'28,59" e Long.(Y): 43°16'2,85", no município de Itabira, no Estado de Minas Gerais, conforme o processo administrativo nº 00230/1993/024/2019, em conformidade com normas ambientais vigentes.

Certificado emitido nos termos do art. 20 da Lei Estadual nº 21.972, de 21 de janeiro de 2016, e do art. 8º, §4º, II, da Deliberação Normativa COPAM nº 217, de 06 de dezembro de 2017, com base nas informações prestadas pelo empreendedor e pelo(s) responsável(is) técnico(s) pelo(s) estudo(s) apresentado(s).

☐ Sem condicionantes

☒ Com condicionantes

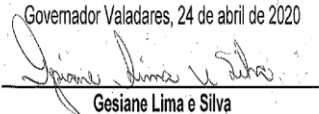
(Válida somente acompanhada das condicionantes listadas no anexo)

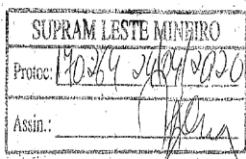
(A renovação da licença dar-se-á com base na no art. 37 do Decreto 47.383/2018)

ESTA LICENÇA NÃO DISPENSA, NEM SUBSTITUI A OBTENÇÃO PELO REQUERENTE DE CERTIDÕES, ALVARÁS, LICENÇAS E AUTORIZAÇÕES DE QUALQUER NATUREZA, EXIGIDOS PELAS LEGISLAÇÕES FEDERAL, ESTADUAL E MUNICIPAL.

Validade da Licença Ambiental: 10 (dez) anos, com vencimento em 24/04/2030.

Governador Valadares, 24 de abril de 2020


Gesiane Lima e Silva
Superintendente Regional de Meio Ambiente
SUPRAM Leste Mineiro



Fonte: Empresa Ecolabore Engenharia (2020).



8 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico serão apresentados os resultados obtidos a partir da investigação preliminar confirmatória realizada no ano de 2010 visando apresentar as características hidrogeológicas (direção de fluxo e nível da água subterrânea), bem como, a presença e teores dos elementos contaminantes (cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total e zinco total) no aquífero da área do aterro sanitário do município de Itabira/MG.

A seguir, estão expostos os resultados da qualidade da água subterrânea com as respectivas análises das campanhas de monitoramentos realizados no período de 2011 a 2019. A partir dos resultados desses monitoramentos foram elaborados os mapas de contaminação que demonstram a evolução de cada elemento contaminante, de interesse desta pesquisa.

E por fim, e com a utilização da metodologia *GOD* foi feito a avaliação do índice de vulnerabilidade da área do aterro sanitário. A avaliação foi feita em consonância com os resultados das análises de qualidade da água subterrânea quanto à presença dos elementos contaminantes, identificando assim o potencial de contaminação do aquífero e seu possível uso futuro para o abastecimento público do município de Itabira, Minas Gerais.

8.1 Caracterização hidrogeológica da área do aterro sanitário de Itabira

A investigação confirmatória na área do aterro sanitário de Itabira foi realizada em agosto de 2010. Conforme descrito anteriormente, os dados do monitoramento preliminar realizado foram utilizados para fazer a caracterização da hidrogeologia local e identificar alterações na qualidade ambiental das águas subterrâneas. As amostras de água foram coletadas nos 10 poços instalados na área do aterro sanitário.

A Tabela 6 apresenta a localização de cada um dos poços instalados, onde incluem-se a cota topográfica, o nível d'água (NA), a carga hidráulica e as coordenadas geográficas com as elevações relativas ao sistema UTM.



Tabela 6 - Informações dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira

Poços de monitoramento	Coordenadas UTM (Norte)	Coordenadas UTM (Leste)	Carga Hidráulica (m)	Cota Topográfica (m)	Profundidade da água subterrânea (m)
PM 01	7.831.072	681.611	927,659	952,203	15,67
PM 02	7.831.037	681.559	936,533	952,526	9,18
PM 03	7.830.915	681.638	943,346	959,673	9,84
PM 04	7.830.955	681.818	925,039	955,117	11,35
PM 05	7.831.126	681.787	949,833	924,291	1,4
PM 06	7.831.096	681.800	943,767	924,382	1,35
PM 07	7.831.123	681.825	922,981	924,241	3,05
PM 08	7.831.104	681.713	926,474	935,889	7,9
PM 09	7.831.078	681.734	922,891	935,559	10,52
PM 10	7.831.062	681.773	921,191	935,459	8,98

Fonte: Adaptado de ESSENCIS (2012).

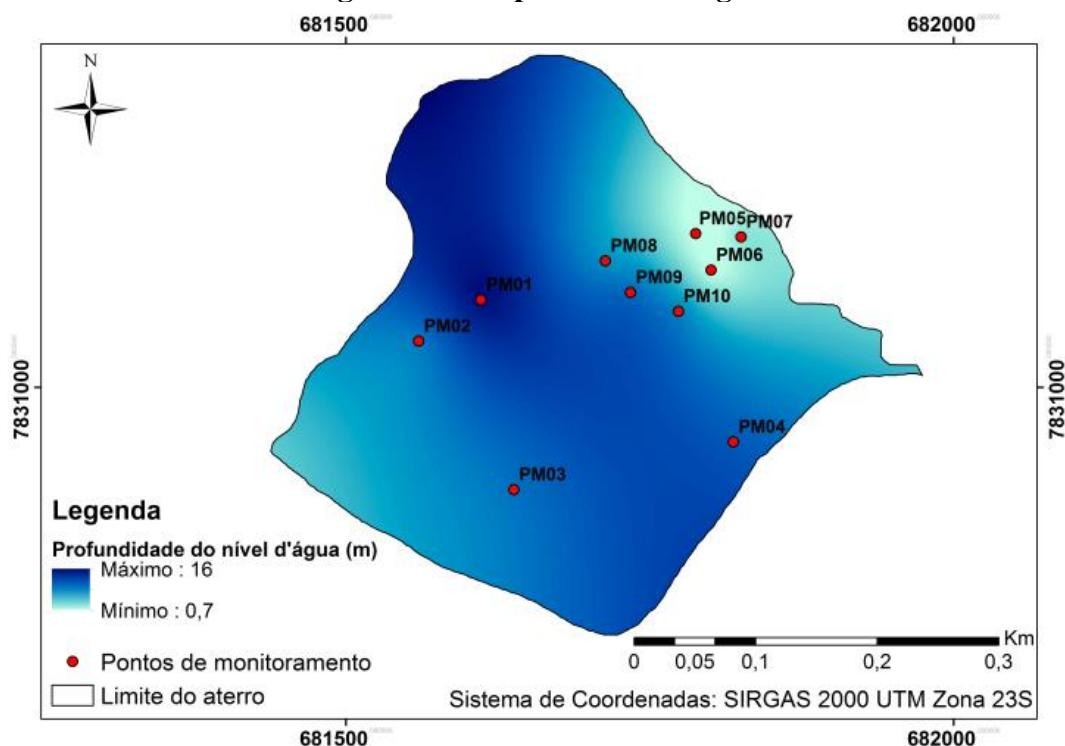
Através da Tabela 6 é possível evidenciar que o valor da profundidade (NA) do topo do aquífero contando-se a partir da superfície do terreno situado imediatamente acima varia entre 1,35 metros e 15,67 metros. No entanto, apenas nos poços PM-01, PM-04 e PM-09 a profundidade é superior à 10 metros. Nos poços PM-05 e PM-06 os valores são inferiores a 2 metros, revelando uma situação crítica em termos de proteção e exposição do aquífero.

A identificação do NA é de grande importância não apenas por apresentar a espessura que o contaminante terá de atravessar até atingir a água subterrânea, mas também por, essa maneira, estabelecer o tempo de contato com que o contaminante permanecerá sob influência do meio, sendo degradado naturalmente (BEVILACQUA, 2015).

De forma geral, há uma relação entre a distância que o contaminante terá de percorrer, o consequente intervalo de tempo necessário para efetivamente percorrer essa distância, e a atenuação natural fornecida pelo meio atravessado pelo contaminante.

Os dados de profundidade do nível da água subterrânea medida nos poços apresentados na Tabela 6, foram utilizados na elaboração do mapa de profundidade do nível d'água (Figura 57) da área em estudo.

Figura 57 - Mapa do nível d'água



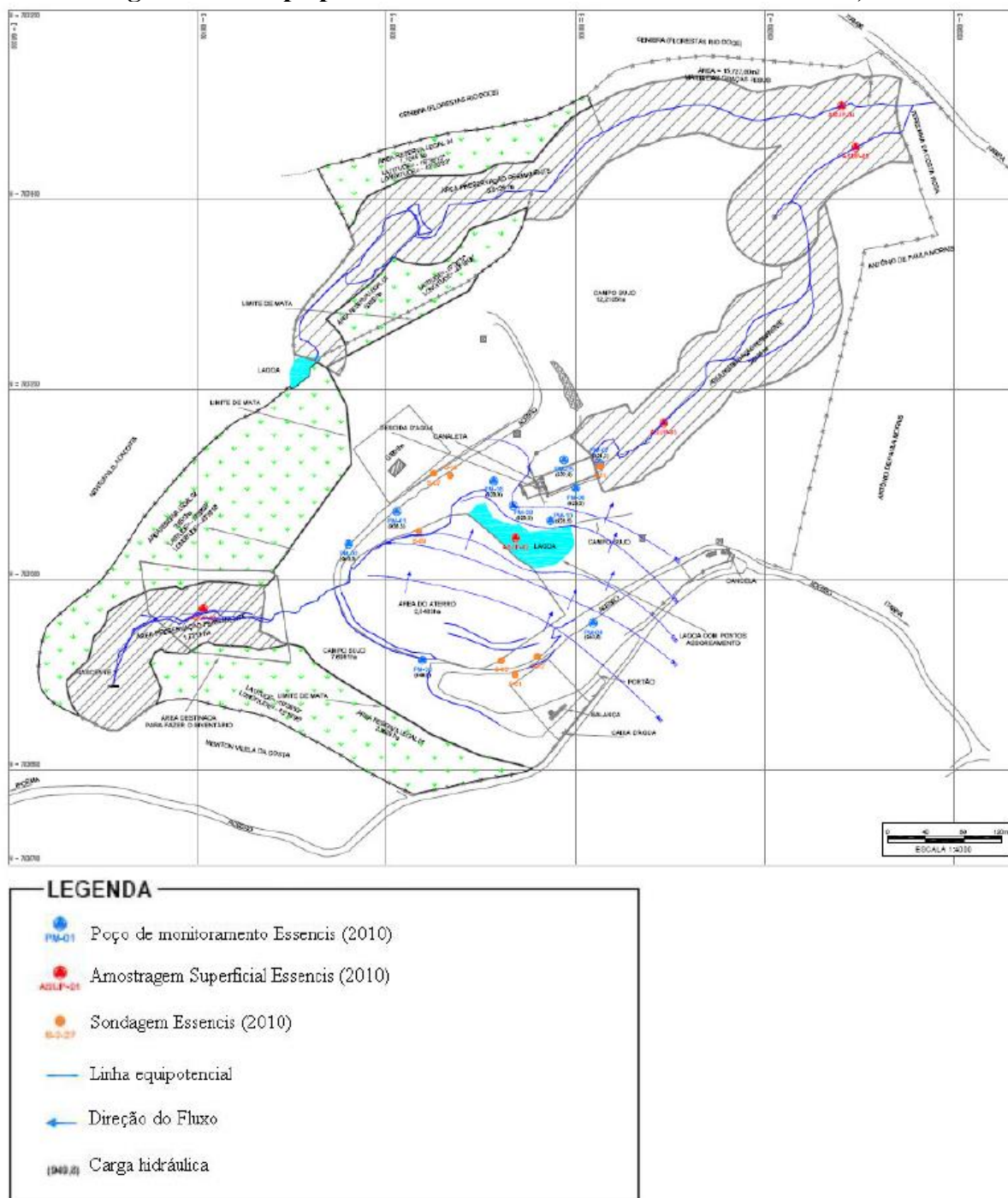
Fonte: Autor (2019).

Através do mapa de profundidade do nível d'água é possível evidenciar que a área de implantação do aterro, entre os poços PM-01 a PM-04 e PM-08 a PM-10, apresenta maiores profundidades do NA em relação à área dos poços PM-05, PM-06 e PM-07, localizados a Nordeste da área do aterro sanitário.

Conforme o Projeto Executivo do Aterro Sanitário de Itabira (ESSENCIS, 2012), o mapa potenciométrico da área foi elaborado a partir das cotas da superfície e cotas da profundidade do aquífero, observadas nas sondagens dos poços instalados. O mapa potenciométrico (Figura 58) indica que na área de estudo, o fluxo de água subterrânea dá-se no sentido de Sudoeste para Nordeste e o mapa do modelo digital de elevação – MDE (Figura 59), indica que o fluxo superficial dá-se no sentido de Sul para Nordeste, reafirmando assim a função dos poços 5 a 10, como de detecção de eventual contaminação da água subterrânea pelo aterro.



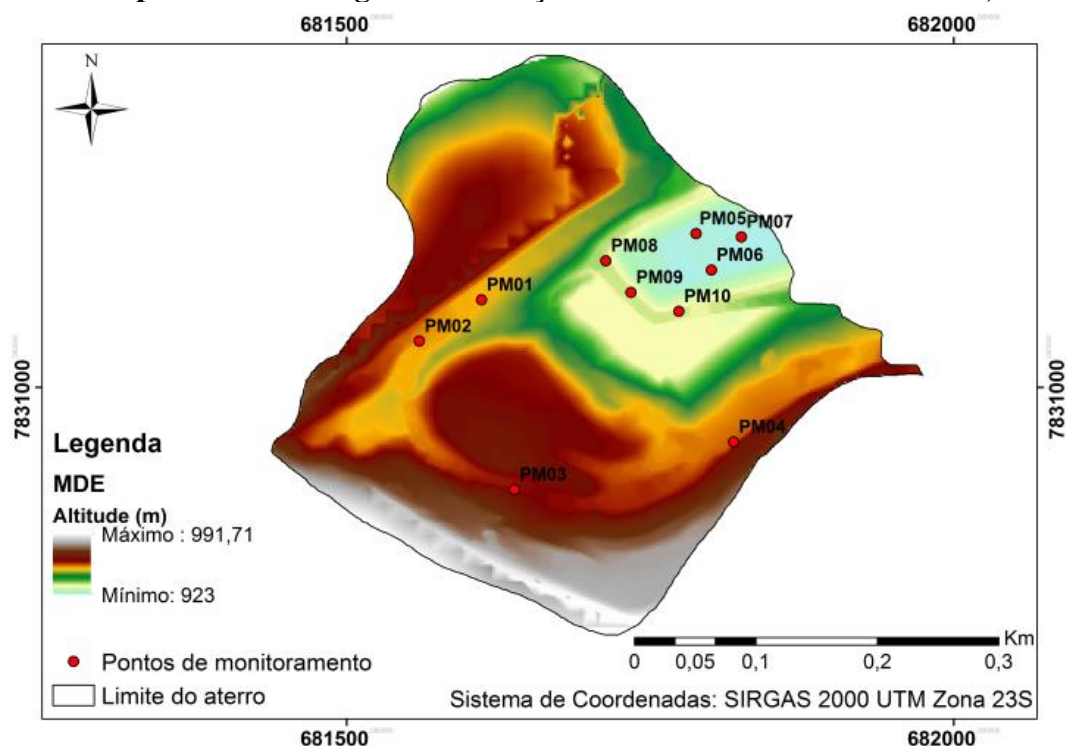
Figura 58 – Mapa potenciométrico do aterro sanitário de Itabira, MG



Fonte: Essencis (2012).



Figura 59 – Mapa do modelo digital de elevação do aterro sanitário de Itabira, MG

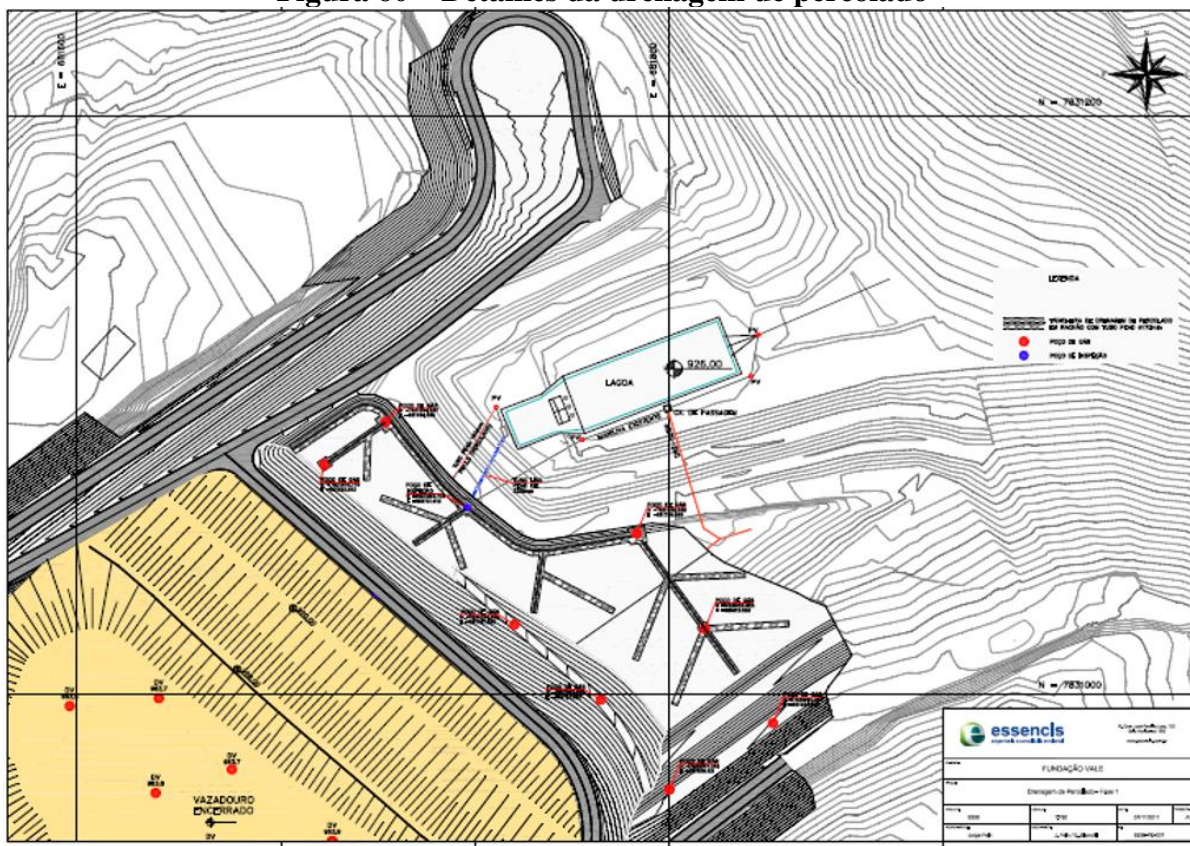


Fonte: Autor (2019).

Essa direção do fluxo de água subterrânea segue a topografia do terreno, e convergindo para o corpo de água principal na área de interesse (ESSENCIS, 2012).

De acordo o Projeto Executivo do Aterro Sanitário (ESSENCIS, 2012), existem alguns drenos instalados no aterro que captam grande parte das águas subterrâneas que circulam no local e são direcionados por meio de manilhas e tubos para as lagoas de tratamentos e cursos de água superficiais até atingir o córrego Julião. A Figura 60 apresenta os detalhes dos sistemas de drenagem de percolado instalados na área do aterro sanitário.

Figura 60 – Detalhes da drenagem de percolado



Fonte: Essensis (2012).

Contudo, mesmo com a presença destes sistemas foram detectados níveis elevados dos metais analisados nas amostras de água coletadas, conforme descrito no tópico a seguir.

8.2 Identificação dos teores dos elementos contaminantes na água subterrânea

As amostras de água foram coletadas nos 10 poços de monitoramento instalados na área do aterro sanitário. O monitoramento preliminar tinha como objetivo caracterizar a hidrogeologia local e identificar alterações na qualidade ambiental das águas subterrâneas.

A Tabela 7 apresenta os valores orientadores para água e solo estipulados pela CETESB (2005). Esses padrões foram utilizados como referência para a comparação dos resultados analíticos obtidos na análise preliminar das amostras de água subterrânea para cada metal de interesse ambiental nesta pesquisa (cádmio, chumbo, cobre dissolvido, cromo e zinco) da área estudada, conforme apresentado na Tabela 8.



Tabela 7 – Valores orientadores solo e água subterrânea CETESB (2005)

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)
Cádmio	0,001
Chumbo	0,005
Cobre dissolvido	0,005
Cromo	0,010
Zinco	0,020

Fonte: Adaptado de CETESB (2005).

Tabela 8 – Resultados da análise preliminar dos elementos contaminantes

2010	Investigação Confirmatória - Monitoramento Hídrico									
	PM01	PM02	PM03	PM04	PM05	PM06	PM07	PM08	PM09	PM10
Cádmio	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chumbo	0,24	ND	ND	ND	0,019	0,076	0,014	0,197	ND	0,025
Cobre										
Dissolvido	ND	0,01	ND	ND	ND	0,017	ND	ND	ND	ND
Cromo	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,083
Zinco	0,37	0,04	0,102	0,071	0,026	0,075	0,042	0,473	0,03	0,154

DECISÃO DA DIRETORIA Nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005 - CETESB

Responsável pela coleta: CLIENTE - Data de Digestão: 04/09/2010

Data de recebimento da amostra: 31/08/2010 - Data de Leitura: 06,10/09/2010

Temperatura de Recebimento °C (Faixa): 1,6 - Data de Quantificação: 10/09-10/09/2010

Data de amostragem (quarteamento): N.A. - Data de Emissão do Relatório: 15/09/2010

Data da coleta da amostra: 31/08/2010 - Data de Reemissão do Relatório: N.A.

Não Detectado (ND), Não Coletado (NC), devido ao poço está soterrado, sem acesso.

* Não foi especificado qual o poço de análise. Apenas o valor mensurado.

Fonte: Adaptado de ESSENCIS (2010).

Através das informações apresentadas na Tabela 8 é possível identificar que foram ultrapassados os padrões de referência nos metais chumbo (PM-01, PM-05, PM-06, PM-07, PM-08 e PM-10), cobre dissolvido (PM-02 e PM-06), cromo (PM-10) e zinco (PM-01, PM-02, PM-03, PM-04, PM-05, PM-06, PM-07, PM-08, PM-09 e PM-10). O elemento cádmio não foi detectado em nenhum dos poços monitorados durante a campanha preliminar realizada em 2010.



a) Cádmio

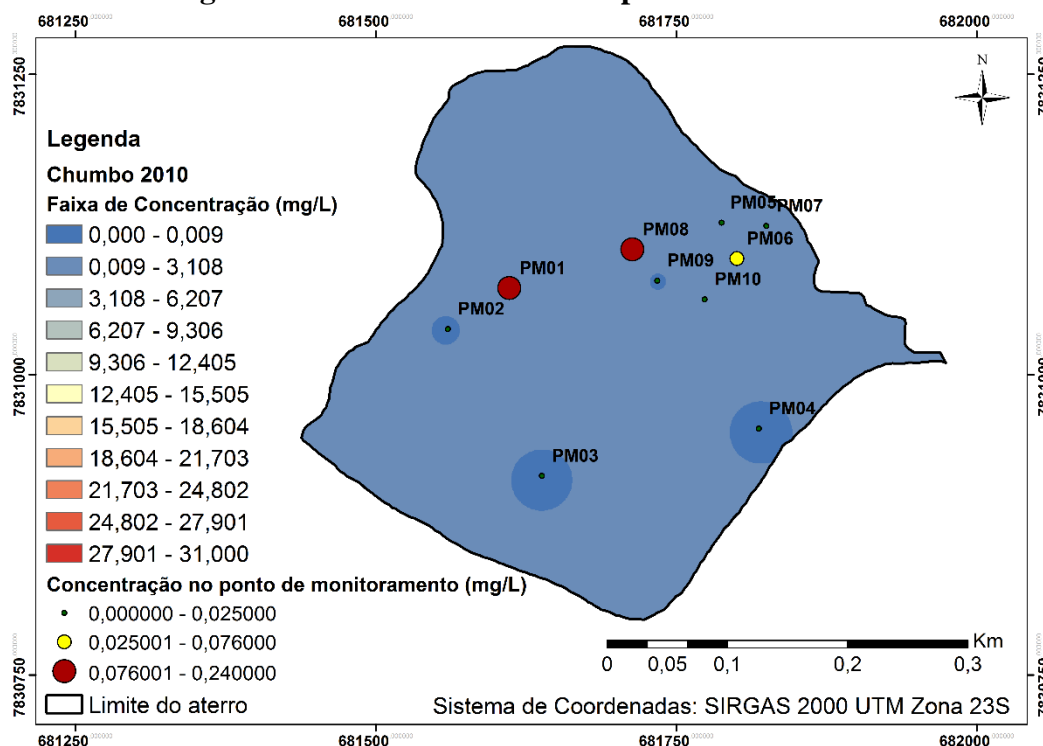
Conforme apresentado na Tabela 8, o cádmio apresentou teor de concentração abaixo do valor orientador de prevenção e de investigação nas amostras preliminares analisadas. Sendo assim, os valores identificados nesta investigação preliminar confirmatória indicam que o cádmio não representa um fator de risco de contaminação do aquífero na área em estudo.

b) Chumbo

O chumbo foi encontrado em 6 dos 10 pontos monitorados (PM01, PM05, PM06, PM07, PM08 e PM10), durante a investigação preliminar confirmatória.

O mapa representado na Figura 61 destaca uma maior concentração desse elemento contaminante nos pontos PM01 e PM08, sendo este valor até 48 vezes maior que o padrão de referência estabelecido pela CETESB (2005).

Figura 61 – Áreas contaminadas por Chumbo – 2010



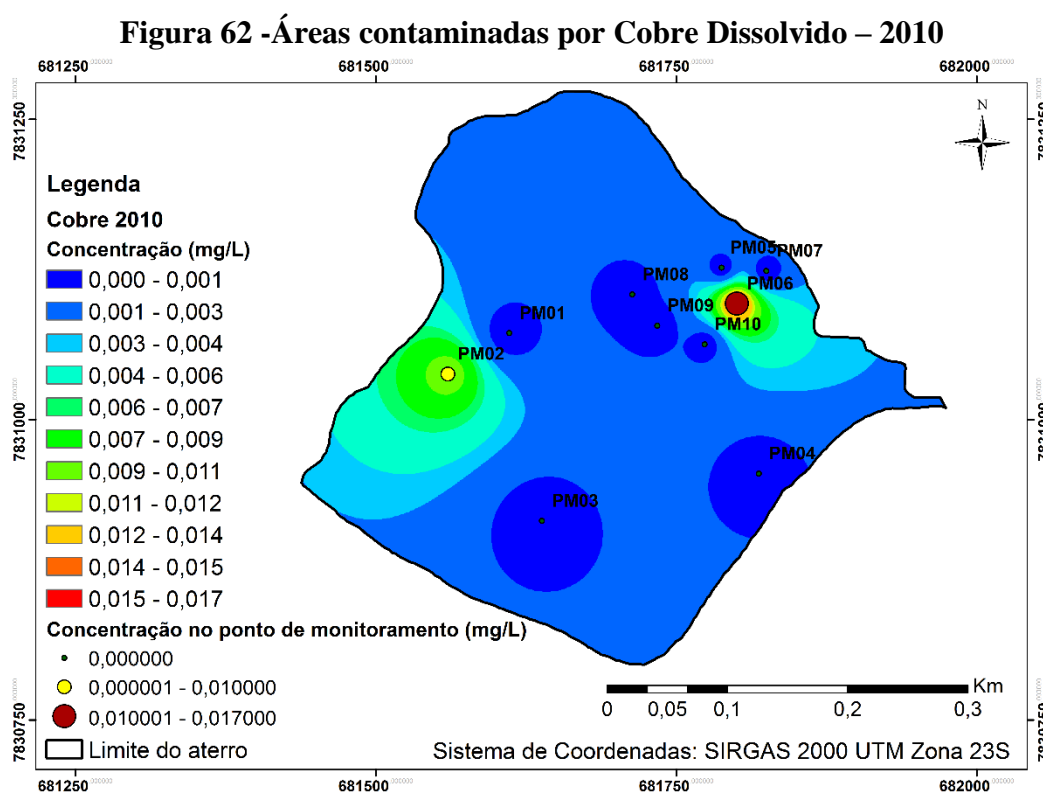
Fonte: Autor (2020).



Através do mapa acima (Figura 61) é possível identificar a área do aterro contaminada pelo chumbo. Evidenciou-se contaminação por este elemento em quase todos os pontos monitorados na avaliação preliminar confirmatória.

c) Cobre Dissolvido

Identifica-se através do mapa apresentado na Figura 62 que as concentrações do cobre dissolvido estão com valores acima nos pontos PM-02 e PM-06.



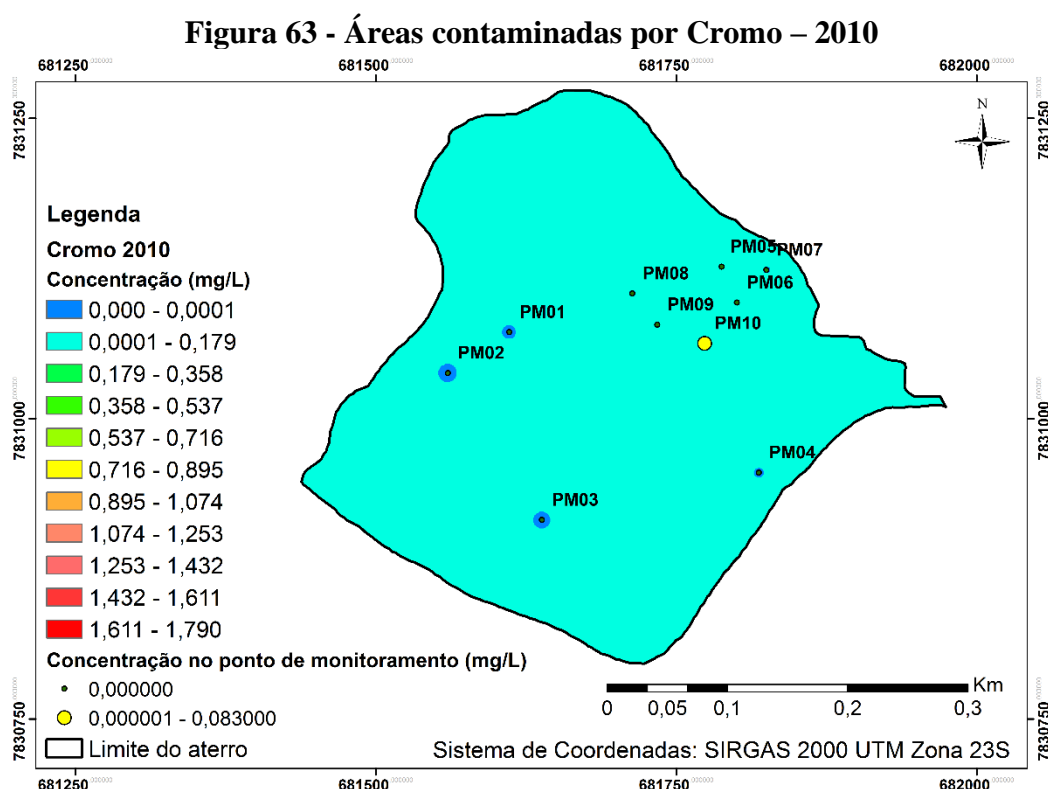
Fonte: Autor (2020).

A Figura 62 destaca os pontos PM02 e PM06 nos quais os níveis de concentração do elemento cobre dissolvido apresentavam os valores acima do parâmetro estabelecido pela CETESB (2005). Conforme apresentado na Tabela 8, no ponto PM06 o valor estava até 17 vezes acima do limite estabelecido pela legislação de referência.



d) Cromo

Durante a investigação preliminar realizada em 2010 na área do aterro sanitário foi identificado a presença do elemento cromo em apenas um ponto. Conforme a Figura 63, esta ocorrência foi evidenciada no ponto PM10.



Fonte: Autor (2020).

O mapa apresentado na Figura 63 mostra a área de concentração do elemento cromo identificado no ponto de monitoramento PM10. A área contaminada registrou um valor 8,3 vezes acima do parâmetro estabelecido pela CETESB (2005).

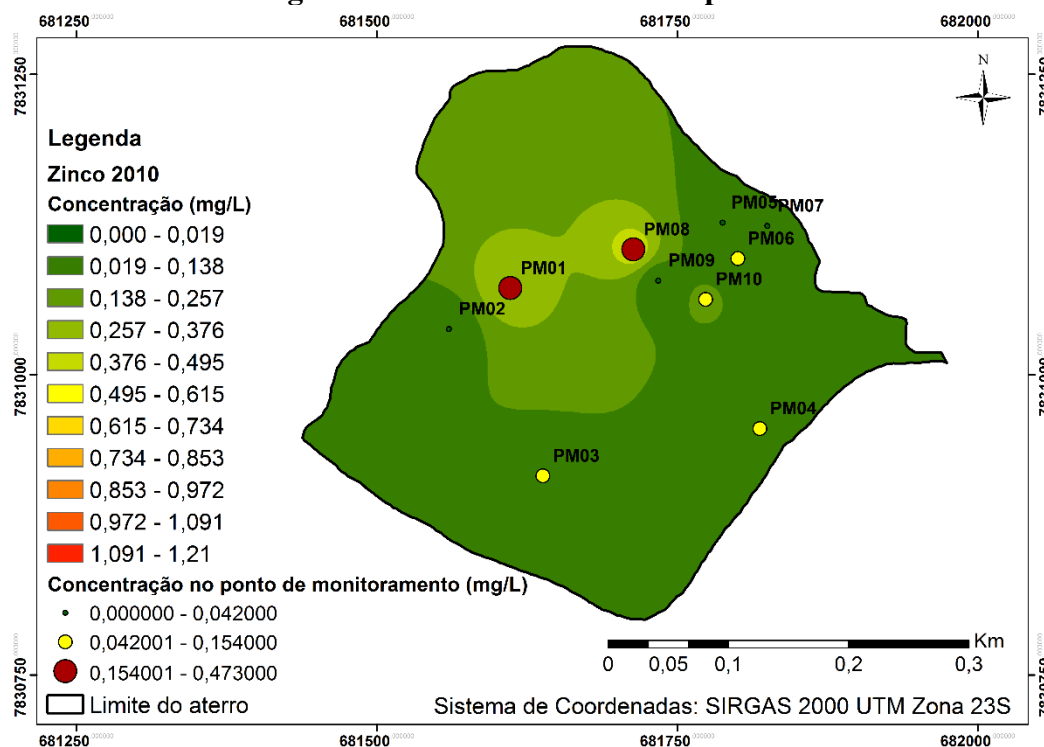
e) Zinco

O zinco foi o elemento contaminante que esteve presente em todos os poços de monitoramento amostrados na investigação preliminar confirmatória. Os valores máximos encontrados foram de até 47,3 vezes acima do permitido pela CETESB (2005) no PM08 no



ano de 2010. Conforme o mapa ilustrativo da Figura 64, durante a investigação preliminar registraram-se também altas concentrações do zinco nos pontos PM01 e PM10.

Figura 64 - Áreas contaminadas por Zinco – 2010



Fonte: Autor (2020).

O mapa acima (Figura 64) registra a área do aterro sanitário que estava contaminada pelo elemento zinco. Houve registros da presença desse contaminante em todos os pontos monitorados em 2010 (PM-01, PM-02, PM-03, PM-04, PM-05, PM-06, PM-07, PM-08, PM-09 e PM-10).

8.3 Mapeamento da evolução dos elementos contaminantes na área do aterro sanitário

Neste tópico será analisada a evolução dos parâmetros entre os anos de 2011 a 2019 a partir dos dados obtidos nos ensaios realizados pelas equipes responsáveis.



8.3.1 Cádmio

O cádmio apresentou uma grande concentração nos pontos PM02, PM03, PM05, PM06, PM07, PM09 e PM10 chegando a superar o valor do limite padrão máximo permitido pela CETESB (2005) em 13.000 vezes nos pontos de monitoramento a jusante do aterro no ano de 2017.

A Tabela 9 apresenta os resultados consolidados das análises do parâmetro cádmio realizadas no período de 2011 a 2019.

Tabela 9 - Resultados das análises do Cádmio (mg/L)

Parâmetro Cádmio										
ANO	PM01	PM02	PM03	PM04	PM05	PM06	PM07	PM08	PM09	PM10
2011	NC	NC	<0,001	NC	<0,001	<0,001	<0,001	NC	<0,001	0,003
2013*	NC	<0,001	<0,001	NC	<0,00	<0,00	<0,00	NC	<0,00	<0,00
2014	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2017*	NC	1,9	1,9	NC	13,8	13,8	13,8	NC	13,8	13,8
2018	NC	<0,001	NC	NC	<0,001	<0,001	<0,001	NC	<0,001	<0,001
2019	NC	<0,001	<0,001	NC	<0,001	0,001	<0,001	NC	<0,001	<0,001

Valor orientador – CETESB/2005: 0,001 mg/L

DECISÃO DA DIRETORIA Nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005 – CETESB
Não Detectado (ND), Não Coletado (NC), devido ao poço está soterrado, sem acesso.

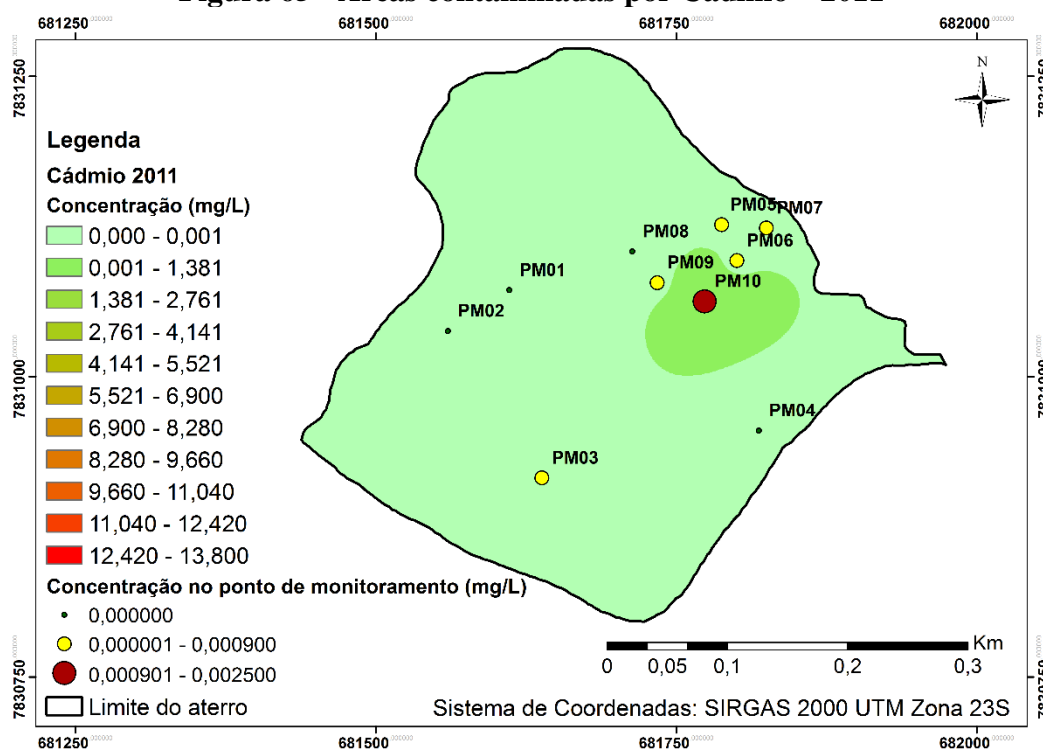
*Obs.: Não foi especificado qual o poço de análise. Apenas o valor mensurado.

Fonte: Adaptado de relatórios enviados pela empresa ECOLABORE ENGENHARIA, 2019.

Os mapas apresentados nas Figuras 65 a 67, mostram a evolução da contaminação do elemento cádmio identificado nas amostras da água subterrânea da área do aterro sanitário.

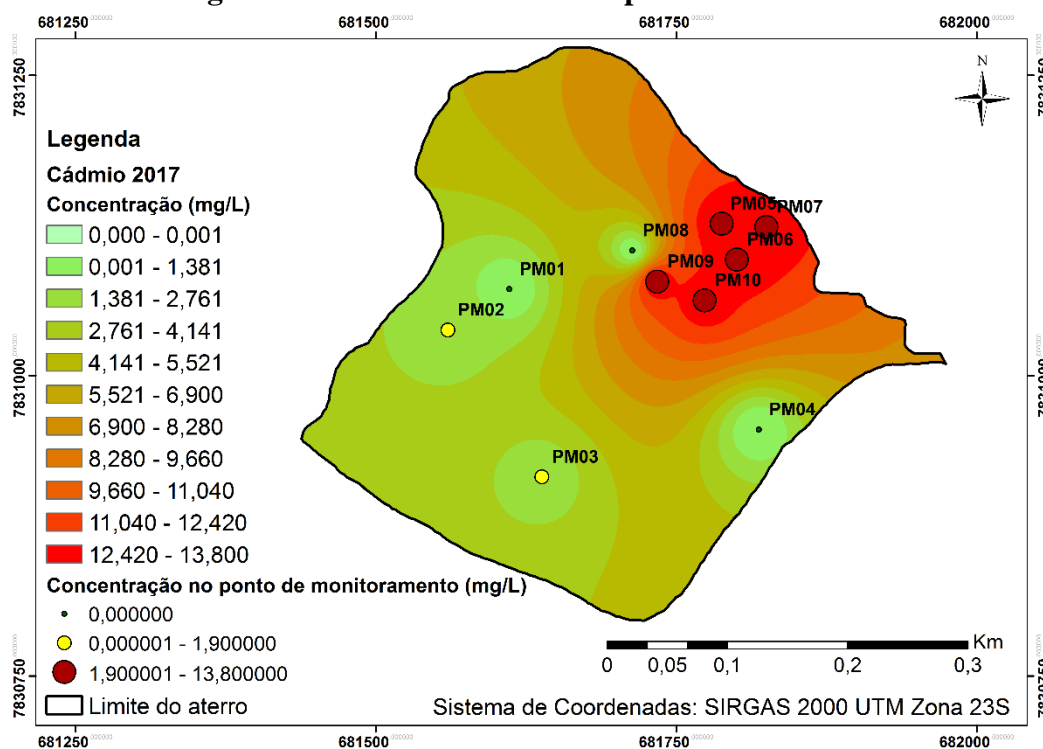


Figura 65 - Áreas contaminadas por Cádmio – 2011



Fonte: Autor (2020).

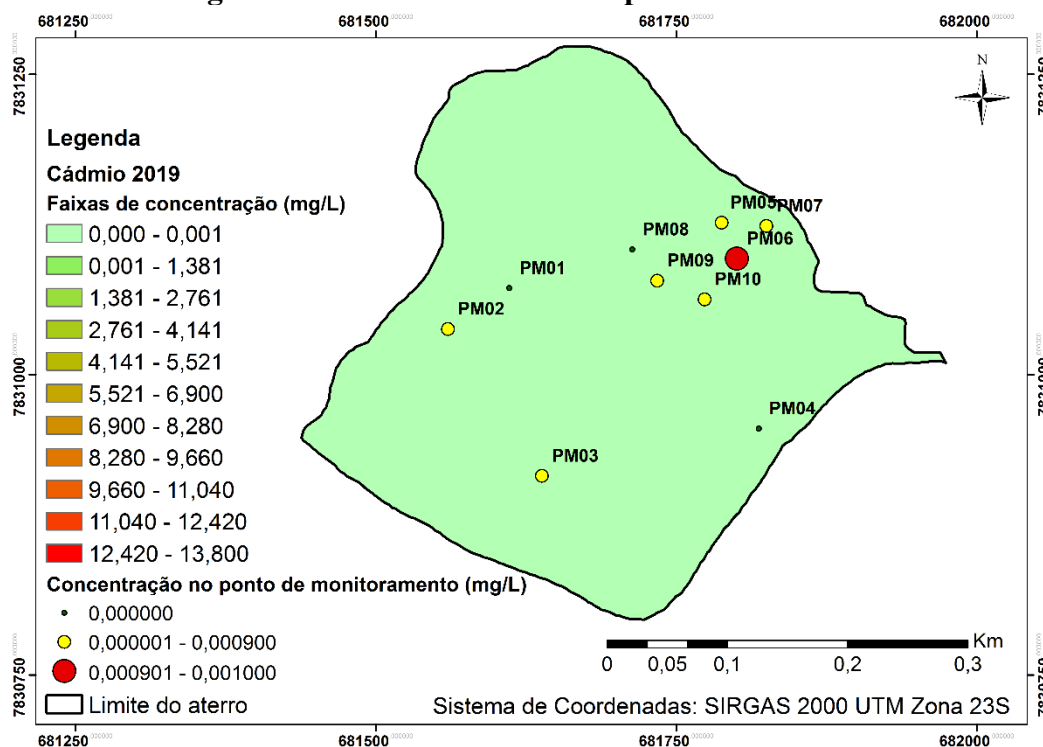
Figura 66 - Áreas contaminadas por Cádmio – 2017



Fonte: Autor (2020).



Figura 67 - Áreas contaminadas por Cádmio – 2019



Fonte: Autor (2020).

Através das Figuras 65, 66 e 67 é possível observar que a área contaminada por cádmio aumentou durante o ano de 2017. Esses valores em destaque foram identificados próximos aos pontos de monitoramento localizados a jusante do aterro sanitário, com destaque para os poços PM05, PM06, PM07, PM09 e PM10.

As amostras analisadas nas campanhas de monitoramento da água subterrânea da área da pesquisa registraram valores que chegam a superar o limite padrão máximo permitido pela CETESB (2005) em 13.000 vezes nos pontos de monitoramento a jusante do aterro sanitário no ano de 2017.

8.3.2 Chumbo

O chumbo foi encontrado em 9 dos 10 pontos monitorados, representando o elemento que ultrapassou os limites máximos orientadores da CETESB em mais pontos. Os pontos PM02, PM03, PM05, PM06, PM07, PM09 e PM10, no ano de 2017 apresentaram resultados



acima do padrão de referência, sendo este valor até 6.000 vezes maior que o permitido pela legislação.

Entende-se que esta grande concentração seja proveniente do recebimento de materiais hospitalares (equipamentos entre outros) durante o período em que o aterro funcionou como lixão, além da disposição incorreta dos resíduos coletados no município (baterias de veículos, pilhas entre outros) que foram dispostos aleatoriamente no local.

A Tabela 10 apresenta os resultados consolidados referentes às análises do parâmetro chumbo realizadas no período de 2011 a 2019.

Tabela 10 - Resultados das análises de Chumbo (mg/L)

Parâmetro Chumbo										
ANO	PM01	PM02	PM03	PM04	PM05	PM06	PM07	PM08	PM09	PM10
2011	NC	NC	0,007	NC	0,003	0,007	0,001	NC	0,002	0,003
2013*	NC	0,046	0,046	NC	0,046	0,046	0,046	NC	0,046	0,046
2014	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2017*	NC	28	28	NC	31	31	31	NC	31	31
2018	NC	<0,01	NC	NC	<0,01	<0,01	<0,01	NC	<0,01	<0,01
2019	NC	<0,01	<0,01	NC	<0,01	<0,01	<0,01	NC	0,01	0,01

Valor orientador - CETESB/2005: 0,005 mg/L

DECISÃO DA DIRETORIA Nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005 – CETESB Não Detectado (ND), Não Coletado (NC), devido ao poço está soterrado, sem acesso.

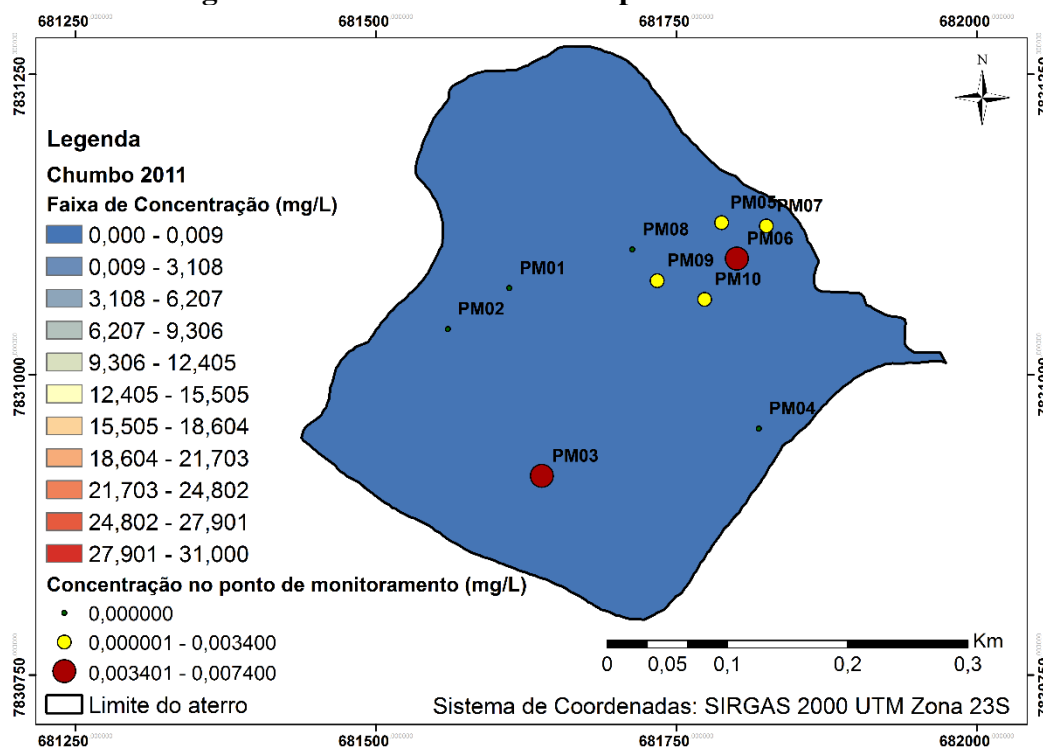
*Obs.: Não foi especificado qual o poço de análise. Apenas o valor mensurado.

Fonte: Adaptado de relatórios enviados pela empresa ECOLABORE ENGENHARIA (2019).

Os mapas apresentados nas Figuras 68 a 72, mostram a evolução da contaminação do elemento chumbo identificado nas amostras da água subterrânea da área do aterro sanitário.

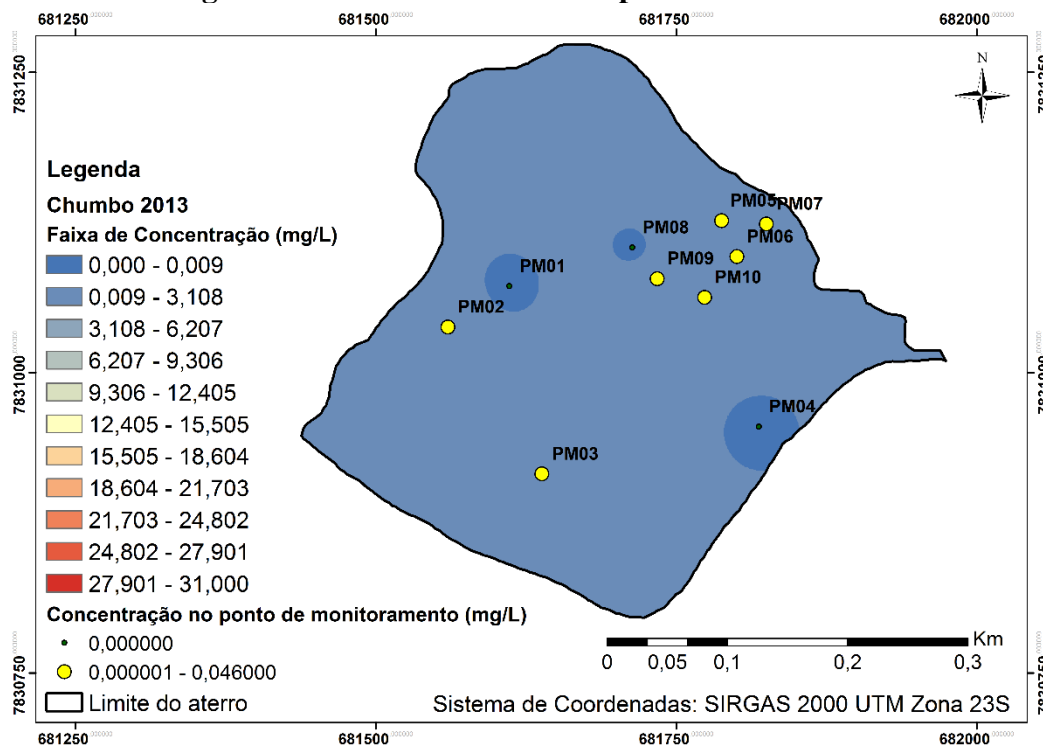


Figura 68 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2011



Fonte: Autor (2020).

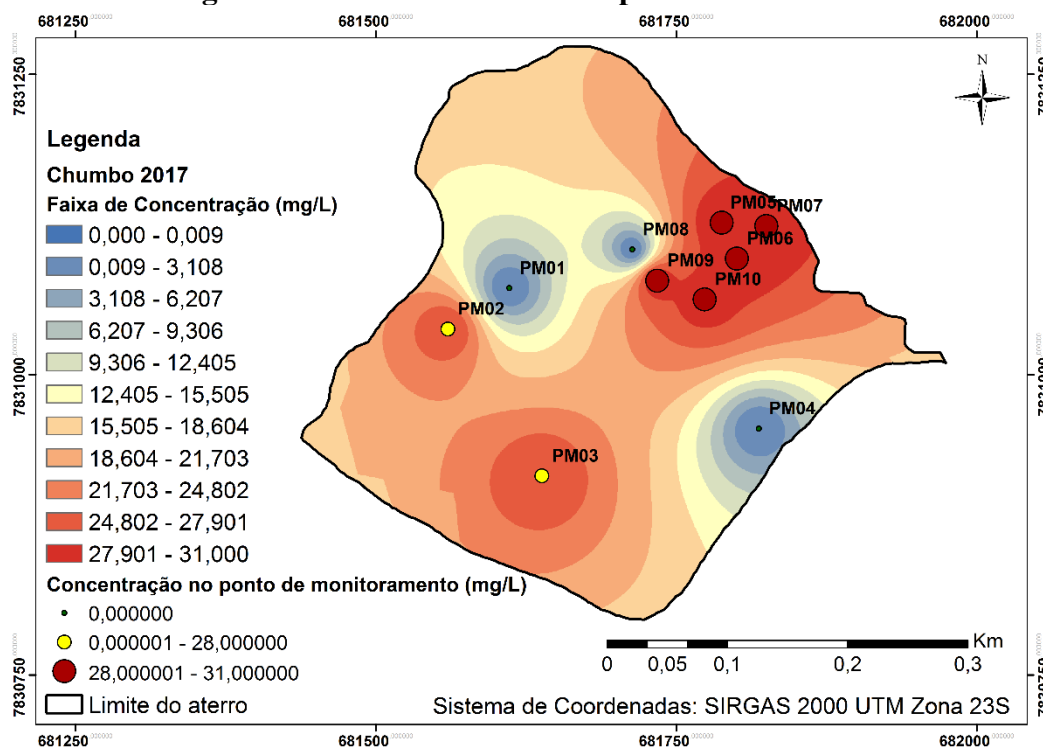
Figura 69 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2013



Fonte: Autor (2020).

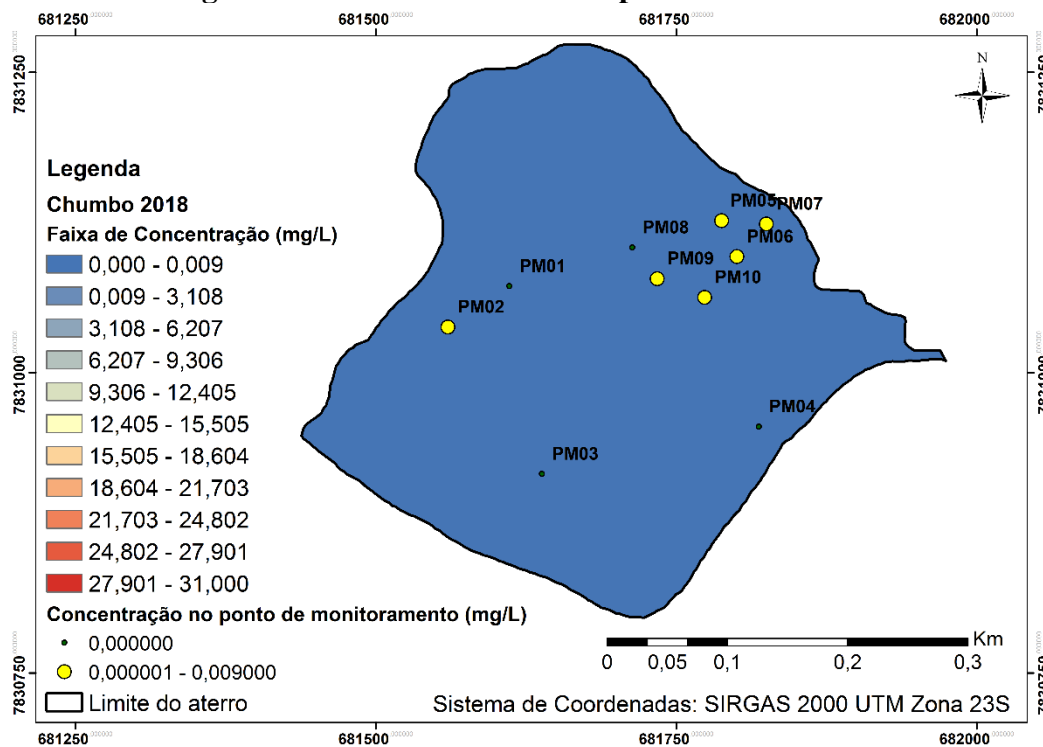


Figura 70 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2017



Fonte: Autor (2020).

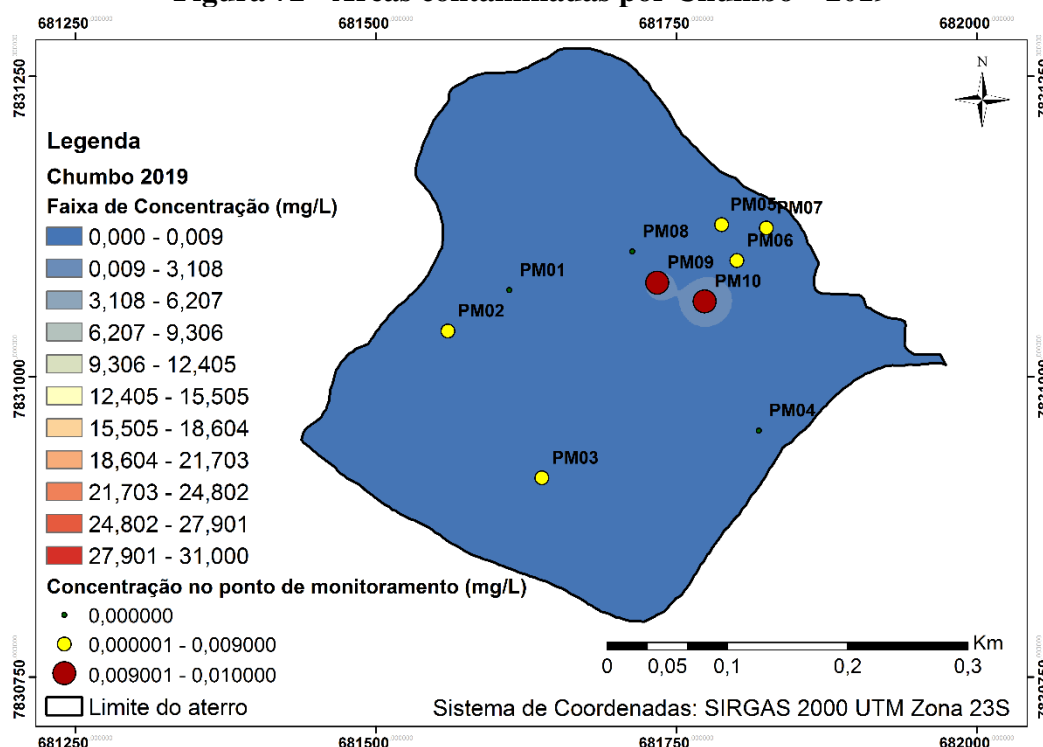
Figura 71 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2018



Fonte: Autor (2020).



Figura 72 - Áreas contaminadas por Chumbo – 2019



Fonte: Autor (2020).

Os mapas apresentados nas figuras acima identificam as áreas do aterro sanitário que foram contaminadas por chumbo. É possível identificar que a área influenciada por este metal vai aumentando com o passar dos anos até o ano de 2019 (Figuras 68 a 72). Os pontos PM02, PM03, PM05, PM06, PM07, PM09 e PM10, no ano de 2017 apresentaram resultados acima do padrão de referência, sendo este valor até 6.000 vezes maior que o permitido pela CETESB (2005).

8.3.3 Cobre Dissolvido

O cobre dissolvido foi o elemento que menos extrapolou os valores estabelecidos pela CETESB (2005). A maior concentração foi registrada durante a investigação preliminar no ano de 2010, no ponto PM06, e estava 17 vezes acima do limite estabelecido pela legislação.

A Tabela 11 apresenta os resultados consolidados referentes às análises do parâmetro cobre dissolvido realizadas no período de 2011 a 2019.



Tabela 11 - Resultados das análises de Cobre Dissolvido (mg/L)

Parâmetro Cobre Dissolvido										
ANO	PM01	PM02	PM03	PM04	PM05	PM06	PM07	PM08	PM09	PM10
2011	NC	NC	<0,001	NC	0,005	<0,001	<0,001	NC	<0,001	<0,01
2013*	NC	<0,005	<0,005	NC	<0,005	<0,005	<0,005	NC	<0,005	<0,005
2014	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2017*	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2018	NC	<0,001	NC	NC	<0,001	<0,001	<0,001	NC	<0,001	<0,001
2019	NC	<0,009	<0,009	NC	<0,009	<0,009	<0,009	NC	<0,009	<0,009

Valor orientador - CETESB/2005: 0,001 mg/L

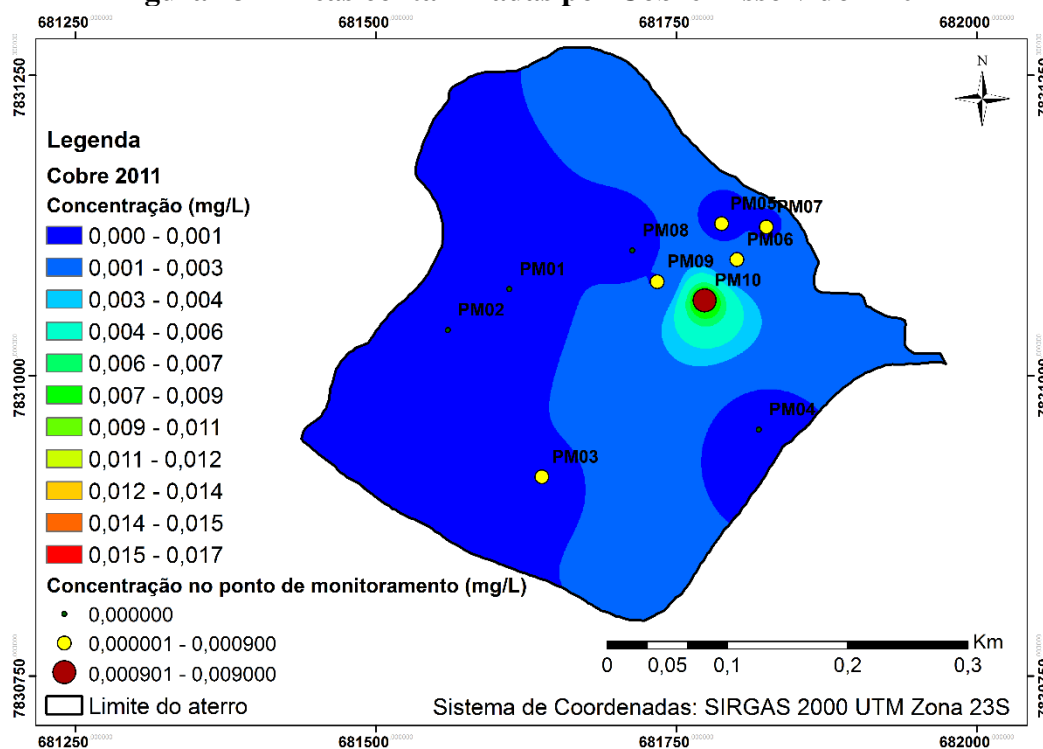
DECISÃO DA DIRETORIA Nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005 – CETESB
Não Detectado (ND), Não Coletado (NC), devido ao poço está soterrado, sem acesso.

*Obs.: Não foi especificado qual o poço de análise. Apenas o valor mensurado.

Fonte: Adaptado de relatórios enviados pela empresa ECOLABORE ENGENHARIA, 2019.

Os mapas apresentados nas Figuras 73 a 75 mostram a evolução da contaminação do elemento cobre dissolvido identificado nas amostras da água subterrânea da área do aterro sanitário.

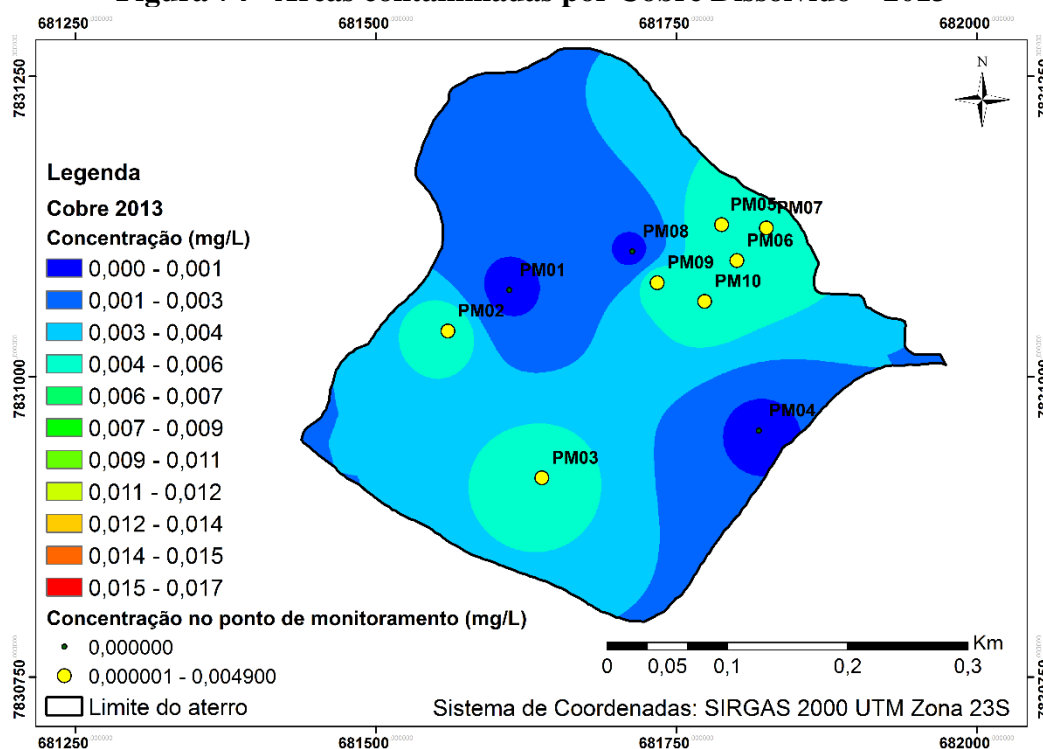
Figura 73 - Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2011



Fonte: Autor (2020).

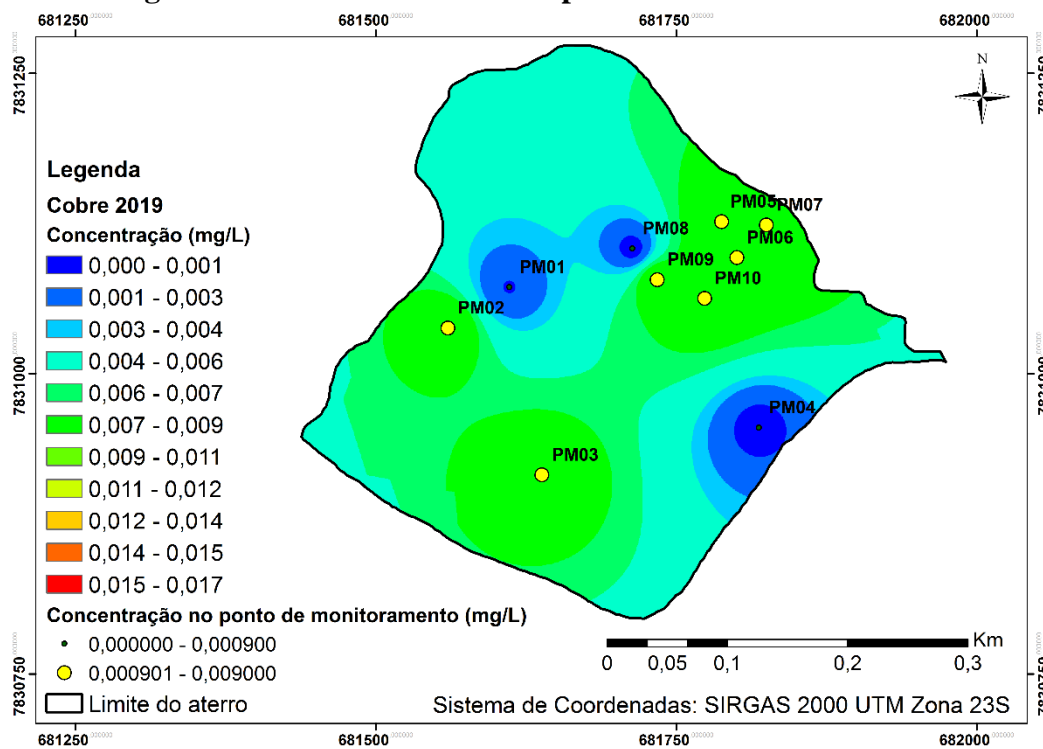


Figura 74 - Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2013



Fonte: Autor (2020).

Figura 75 - Áreas contaminadas por Cobre Dissolvido – 2019



Fonte: Autor (2020).



Através dos mapas apresentados nas Figuras 73 a 75, identifica-se que o metal cobre apresentou um comportamento similar ao realizado pelo elemento chumbo. Apesar da maior concentração desse elemento contaminante ter sido encontrada no ponto PM06 durante a investigação preliminar no ano de 2010, foram também registrados valores que extrapolam o limite estabelecido pela legislação nos anos de 2011, 2013 e 2019.

8.3.4 Cromo

O cromo foi identificado em 7 dos 10 poços monitorados e apresentou resultados acima do estabelecido pela CETESB (2005). No ano de 2010 o elemento cromo apresentou apenas um foco de contaminação e com o passar dos anos foi aumentando sua ocorrência nos demais pontos. Nas amostras realizadas em 2018 o ponto PM07 registrou um valor 18.000 vezes acima do limite legal.

A Tabela 12 apresenta os resultados consolidados referentes às análises do elemento contaminante cromo realizadas no período de 2011 a 2019.

Tabela 12 - Resultados das análises de Cromo (mg/L)

Parâmetro Cromo										
ANO	PM01	PM02	PM03	PM04	PM05	PM06	PM07	PM08	PM09	PM10
2011	NC	NC	<0,0001	NC	<0,0001	<0,0001	<0,0001	NC	<0,0001	<0,0001
2013*	ND	<0,01	<0,01	ND	<0,01	<0,01	<0,01	NC	<0,01	ND
2014	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2017*	NC	0,02	0,02	NC	0,04	0,04	0,04	NC	0,04	0,04
2018	NC	0,05	NC	NC	<0,05	<0,05	<1,8	NC	<0,05	<0,05
2019	NC	<0,05	0,05	NC	<0,05	<0,05	<0,01	NC	<0,01	<0,05

Valor orientador - CETESB/2005: 0,0001 mg/L

DECISÃO DA DIRETORIA Nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005 – CETESB

Não Detectado (ND), Não Coletado (NC), devido ao poço está soterrado, sem acesso.

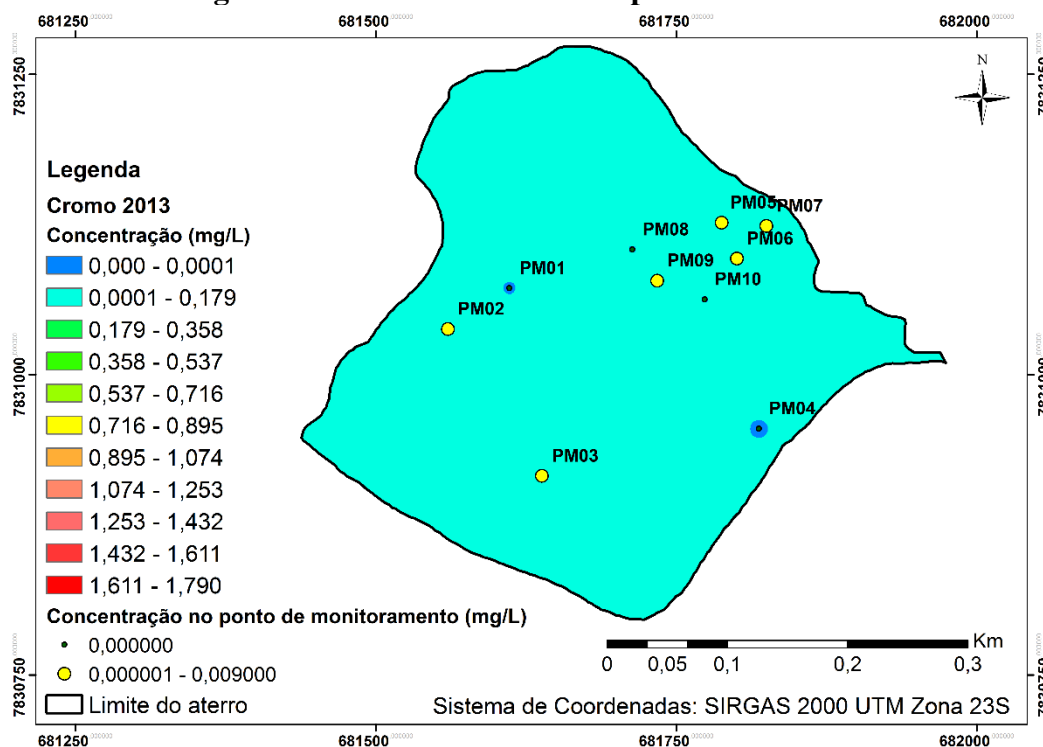
*Obs.: Não foi especificado qual o poço de análise. Apenas o valor mensurado.

Fonte: adaptado de relatórios enviados pela empresa ECOLABORE ENGENHARIA, 2019.

Os mapas apresentados nas Figuras 76 a 79 demonstram a evolução da contaminação pelo elemento cromo na área pesquisada. Os valores encontrados nas amostras dos anos de 2018 e 2019 alertam para o aumento na concentração do contaminante em vários pontos monitorados.

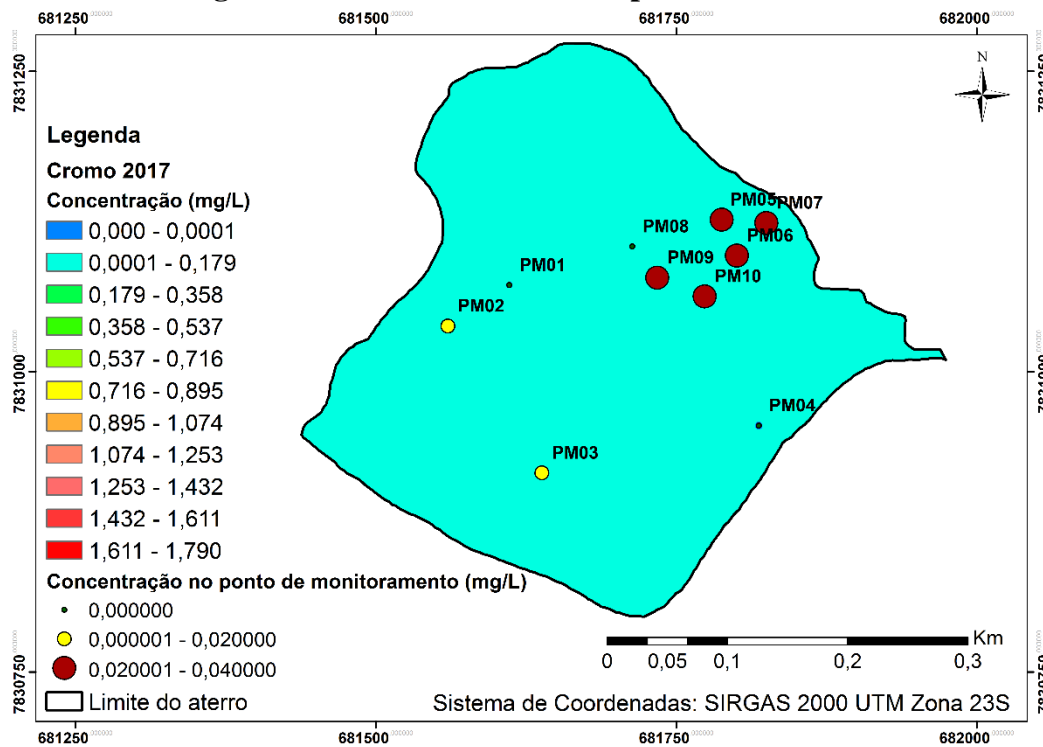


Figura 76 - Áreas contaminadas por Cromo – 2013



Fonte: Autor (2020).

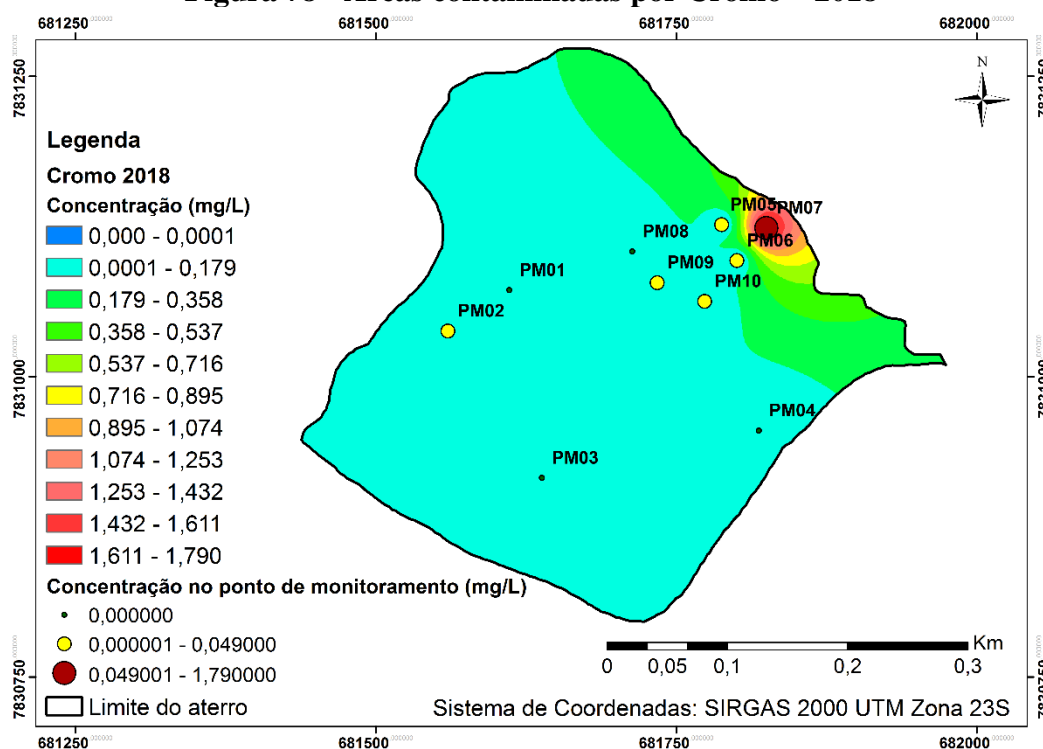
Figura 77 - Áreas contaminadas por Cromo – 2017



Fonte: Autor (2020).

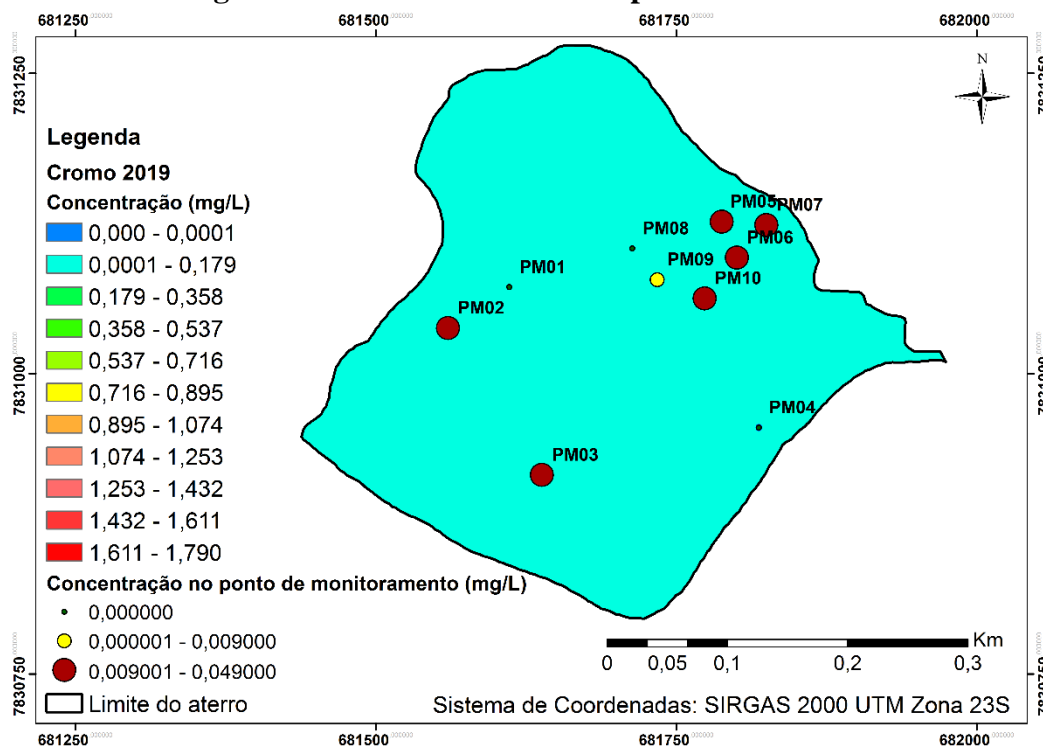


Figura 78 - Áreas contaminadas por Cromo – 2018



Fonte: Autor (2020).

Figura 79 - Áreas contaminadas por Cromo – 2019



Fonte: Autor (2020).



8.3.5 Zinco

O zinco foi o elemento contaminante que esteve presente em todos os poços de monitoramento em pelo menos uma coleta de amostras. O valor mínimo encontrado foi 121 vezes acima do permitido pela CETESB (2005) no ponto PM10 no ano de 2011.

A Tabela 13 apresenta os resultados consolidados referentes às análises do elemento zinco realizadas no período de 2011 a 2019.

Tabela 13 - Resultados das análises de Zinco (mg/L)

Parâmetro Zinco										
ANO	PM01	PM02	PM03	PM04	PM05	PM06	PM07	PM08	PM09	PM10
2011	NC	NC	<0,2834	NC	0,153	0,186	0,288	NC	0,3782	1,21
2013*	NC	<0,02	<0,02	NC	NC	<0,02	<0,02	NC	<0,02	<0,02
2014	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2017*	NC	0,14	0,14	NC	0,11	0,11	0,11	NC	0,11	0,11
2018	NC	<0,1	NC	NC	<0,1	<0,1	<0,1	NC	<0,1	<0,1
2019	NC	<0,1	<0,1	NC	<0,1	<0,1	<0,1	NC	<0,1	<0,1

Valor orientador - CETESB/2005: 0,010 mg/L

DECISÃO DA DIRETORIA Nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005 - CETESB
Não Detectado (ND), Não Coletado (NC), devido ao poço está soterrado, sem acesso.

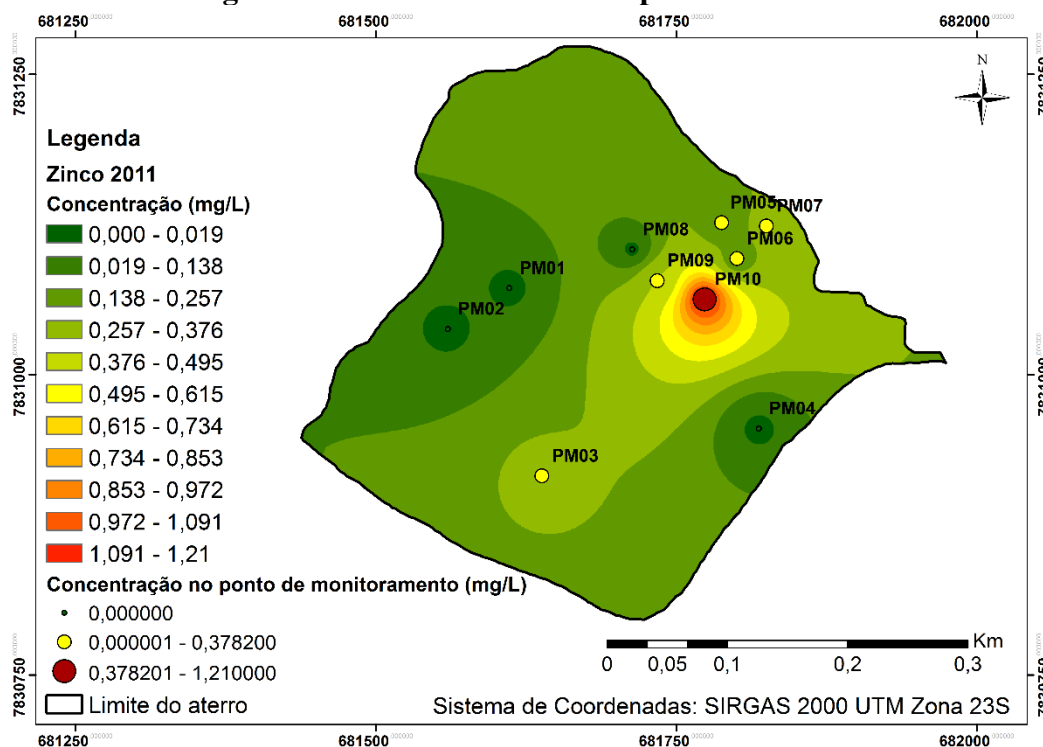
*Obs.: Não foi especificado qual o poço de análise. Apenas o valor mensurado.

Fonte: adaptado de relatórios enviados pela empresa ECOLABORE ENGENHARIA (2019).

Os mapas apresentados nas Figuras 80 a 84, mostram a evolução da contaminação do elemento zinco identificado nas amostras da água subterrânea da área do aterro sanitário.

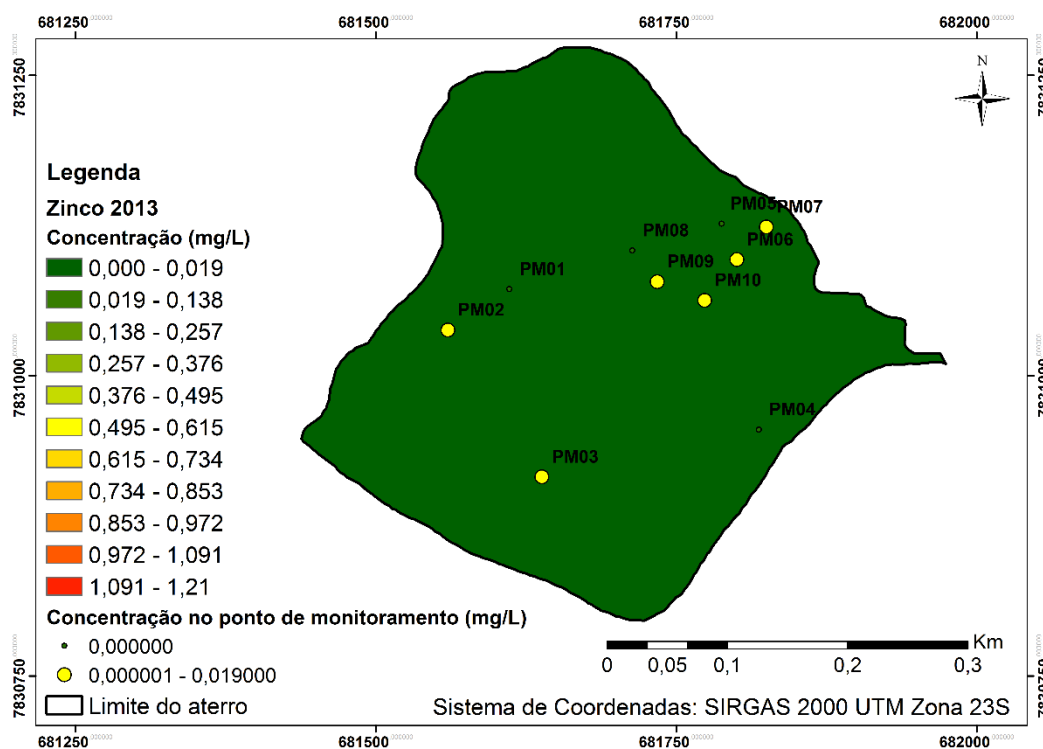


Figura 80 - Áreas contaminadas por Zinco – 2011



Fonte: Autor (2020).

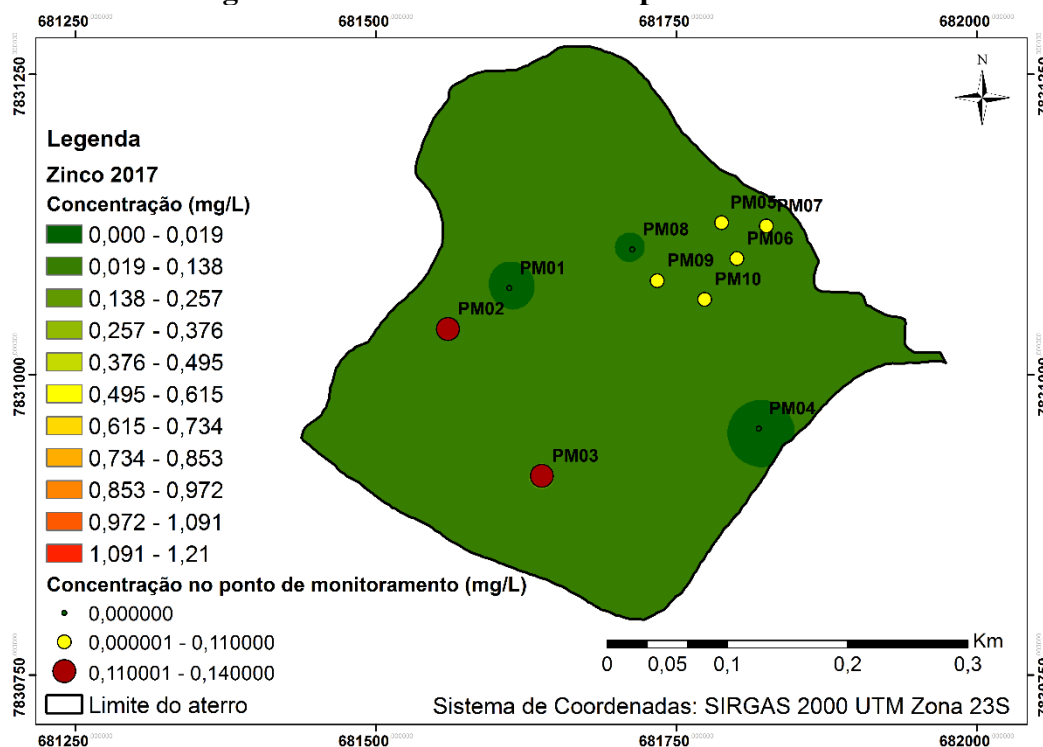
Figura 81 - Áreas contaminadas por Zinco – 2013



Fonte: Autor (2020).

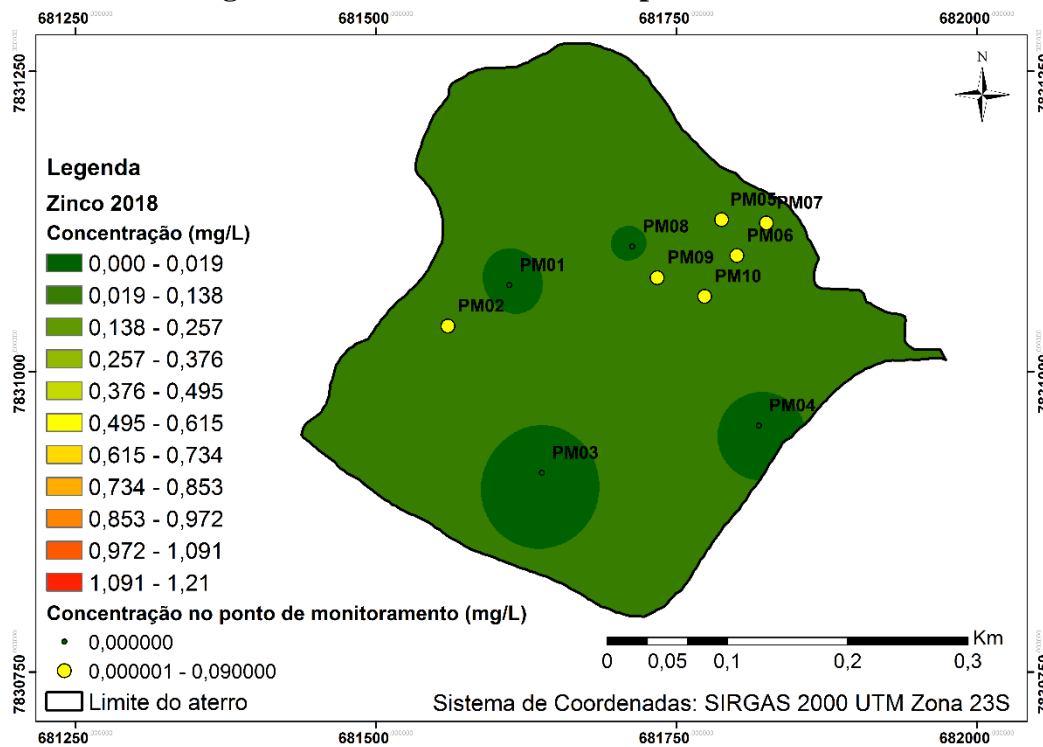


Figura 82 - Áreas contaminadas por Zinco – 2017



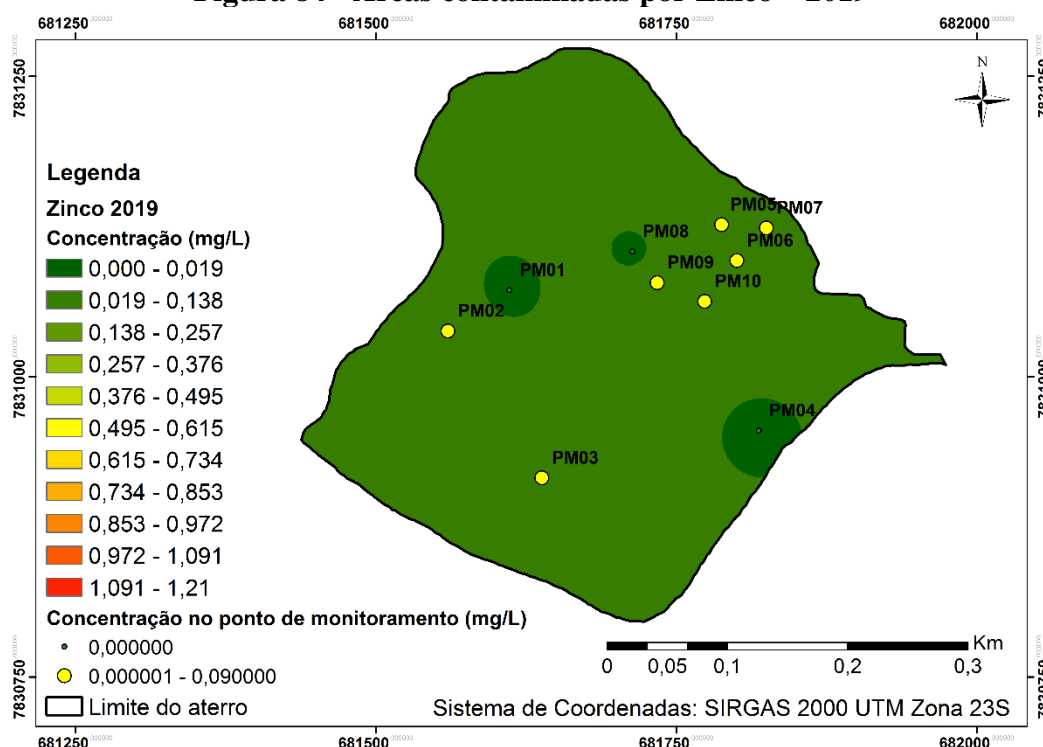
Fonte: Autor (2020).

Figura 83 - Áreas contaminadas por Zinco – 2018



Fonte: Autor (2020).

Figura 84 - Áreas contaminadas por Zinco – 2019



Fonte: Autor (2020).

O elemento zinco apresentou, entre os anos de 2010 a 2011, uma grande área de contaminação. No entanto, a partir do ano de 2013 sua área de contaminação se manteve, mesmo com valores menores, cobrindo a maior parte do aterro conforme ilustrado pelas Figuras 80 a 84.

8.4 Análise da contaminação do aquífero por elementos contaminantes x vulnerabilidade ambiental da área do aterro sanitário de Itabira

Os estudos realizados por Fonseca (2017) em que foi aplicado o método *GOD* na avaliação da área do aterro sanitário de Itabira caracterizou o local com um índice de moderada vulnerabilidade. As análises acerca dos resultados obtidos e apresentados neste estudo evidenciam que a maioria dos elementos contaminantes monitorados apresentaram suas maiores concentrações nos pontos que estão localizados a jusante da área de disposição final de lixo do aterro e, principalmente, onde o nível da água subterrânea está mais alto. Identifica-



se no mapa de vulnerabilidade do aterro sanitário que estes mesmos locais se apresentaram mais susceptíveis à contaminação.

Atribui-se a esse fato a influência do lixo disposto no solo e a pequena quantidade de solo protegendo o aquífero, visto que, neste caso o solo funciona como um filtro que retém os poluentes. Conforme a metodologia *GOD* aplicada na construção do mapa de vulnerabilidade, quanto menor a camada de solo protegendo o aquífero, mais vulnerável ele se torna. Adiciona-se também a esses parâmetros a característica geológica da região da pesquisa.

Considera-se oportuno destacar que, apesar da área da pesquisa funcionar atualmente como um aterro sanitário licenciado, com as devidas técnicas de disposição do lixo, de coleta e tratamento de chorume, anteriormente nesse local funcionou o lixão da cidade por mais de 20 anos. Essa situação contribuiu para o lançamento de lixos diversos, inclusive hospitalares, sem critérios ambientais, ocasionando a contaminação do solo. Consequentemente, os metais pesados originalmente oriundos desses materiais e percolados por meio do chorume, misturaram-se com a água de chuva e outros líquidos, contaminando também a água subterrânea local.

Os elementos contaminantes zinco e chumbo foram identificados em praticamente todos os poços monitorados. No entanto, os poços localizados a jusante (PM05, PM06, PM07, PM08, PM09 e PM10) mostraram valores bem acima dos parâmetros estabelecidos pela legislação e muito acima dos poços localizados a montante da área de disposição dos resíduos. Vale ressaltar que os demais elementos contaminantes de interesse dessa pesquisa (cádmio, cobre dissolvido e cromo) também foram constatados em várias campanhas de monitoramento com valores que extrapolam os limites legais.

De uma forma geral, os resultados evidenciados nas amostragens de monitoramento, direcionam para uma situação de alerta no aterro sanitário de Itabira. Apesar do local ter sido transformado em aterro sanitário no ano de 2012, vários registros comprovam que a operação do local, nos anos subsequentes, foi extremamente deficiente. Esse procedimento inadequado colaborou de forma acentuada para a contaminação do sítio.

No entanto, a partir do processo de terceirização da operação do aterro no final do ano de 2018, os registros de inspeções e visitas evidenciaram a regularidade na execução das campanhas de monitoramentos ambientais conforme estabelecem as condicionantes da licença de operação do aterro. Outro aspecto de grande importância e que foi identificado durante as



visitas de campo realizadas no período da pesquisa, está relacionado ao cumprimento explícito das normas técnicas operacionais de um aterro sanitário.



9 CONCLUSÕES

Os resultados alcançados nesta pesquisa possibilitaram mensurar a influência da disposição inadequada do lixo, período em que o local funcionou como lixão, sobre o aquífero na área do aterro sanitário de Itabira, Minas Gerais. O cálculo do índice de vulnerabilidade, em que identificou o local como de vulnerabilidade moderada, associado aos resultados dos monitoramentos realizados nos poços tubulares na área do aterro permitem inferir que há uma influência direta.

Os monitoramentos da qualidade das águas subterrâneas evidenciaram que os poços localizados à jusante (PM05, PM06, PM07, PM08, PM09 e PM10) apresentaram valores com índices bem acima do limite máximo se considerados a legislação da CETESB. Especificamente, nos poços PM-05 e PM-06, onde a profundidade do NA é inferior a 2 metros, as concentrações dos contaminantes presentes na água apresentam-se bastante aproximados, revelando que a proteção e exposição do aquífero interferem diretamente no processo de contaminação da água subterrânea pela disposição de lixo e outros contaminantes.

Com as informações obtidas nos registros da investigação preliminar confirmatória realizada em 2010, foram feitas as análises das características hidrogeológicas (direção de fluxo e mensuração do nível da água subterrânea), e a comprovação da presença dos elementos contaminantes de interesse da pesquisa no aquífero da área do aterro sanitário do município de Itabira/MG. Evidenciou-se que na área do estudo existe um alto gradiente hidráulico no terreno que, aliado às frações do solo, sugerem uma alta velocidade de fluxo para as águas subterrâneas. Ainda na investigação preliminar foi possível identificar que foram ultrapassados os padrões de referência estabelecido pela CETESB (2005), para os metais chumbo, cobre dissolvido, cromo e zinco.

Como produtos dessa pesquisa para a área da geologia e da hidrogeologia foram confeccionados mapas que evidenciaram a evolução de cada um dos metais contaminantes cádmio, chumbo, cobre dissolvido, cromo e zinco, registrados nos monitoramentos hídricos do período de 2011 a 2019. O mapa elaborado por Fonseca (2017) resultante da aplicação do método *GOD*, com valores entre 0,32 a 0,40, caracterizou o local com uma moderada vulnerabilidade. Este mapa foi de grande utilidade para o desenvolvimento deste trabalho, uma



vez que, com um número reduzido de dados básicos, permitiu uma boa contextualização dos resultados analíticos.

A partir das informações obtidas com a realização deste estudo foi possível detectar a área contaminada pela atividade de disposição de lixo, sendo esta identificação importantíssima para pesquisas que visam a proposição de medidas de controle e/ou remediação deste problema. Além disso, pode contribuir com a gestão da microbacia do córrego Duas Barras, visto que esta é de grande importância para a comunidade de Itabira, pois está em análise seu uso como um sistema permanente de captação de água potável para o município. Essa perspectiva poderá ser prejudicada se não for remediada a contaminação, bem como, eliminada as respectivas fontes de contaminação do solo e das águas subterrâneas do aterro.

Quanto ao estudo de avaliação da vulnerabilidade do local em que foi utilizada a metodologia *GOD*, salienta-se que esta apresenta limitações fazendo com que haja possíveis margens de erro, pelo fato de desconsiderar parâmetros importantes em sua avaliação como a condutividade hidráulica e a topografia.

Ainda assim, o método *GOD* é um instrumento bastante eficaz no que tange a investigação preliminar do risco de contaminação de aquíferos. Essa metodologia poderá ser utilizada, principalmente pela administração pública, para auxiliar nas decisões a serem estabelecidas em cada área ou ainda direcionar um local onde preferencialmente podem ser desenvolvidas certas atividades. Ressalta-se que o monitoramento do nível freático é de grande relevância para estudos de preservação da quantidade e qualidade das águas subterrâneas, devido ao fornecimento de uma avaliação que deve anteceder às tomadas de decisões.

Em decorrência dos resultados obtidos, bem como, da relevância da microbacia para a captação de água para o abastecimento municipal, considera-se de suma importância que sejam realizadas ações de monitoramento contínuo das águas subterrâneas. Incluem-se análises relacionadas à contaminação por metais pesados provenientes de atividades do aterro sanitário, bem como das águas superficiais a jusante do aterro, a fim de analisar possíveis contaminação desses mananciais. Recomenda-se também a continuidade dos estudos da contaminação da área do aterro sanitário com ênfase na proposição de metodologias de remediação da água subterrânea contaminada pela disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos. Ressalta-se ainda que, diante das limitações do método *GOD*, sugere um novo estudo da vulnerabilidade



do aquífero local a partir da utilização da metodologia *DRASTIC*, no qual são considerados 7 parâmetros, com o objetivo de obter novos resultados para análises e comparações.

Como produto final deste trabalho foi desenvolvido um modelo de *checklist* prático para ser aplicado como suporte nas inspeções de aterros sanitários. Este documento poderá ser aplicado pela administração municipal, bem como, pelos órgãos das prefeituras, CODEMAS, comissões parlamentares e demais grupos objetivando um melhor direcionamento nas inspeções ambientais dos aterros sanitários. Os pesquisadores e equipes técnicas poderão utilizar o *checklist* como ferramenta auxiliar para o levantamento de informações e coleta de dados das pesquisas aplicadas em aterros sanitários. O *checklist* também poderá auxiliar as equipes de trabalho dos aterros sanitários nas execuções das tarefas operacionais.



REFERÊNCIAS

ABDANUR, A. **Remediação de solo e água subterrânea contaminados por hidrocarbonetos de petróleo: estudo de caso na refinaria Duque de Caxias/RJ.** 2005, 156 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

ABRELPE, 2018. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2018 Disponível em: <http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf> Acesso em 26 nov. 2019. Acesso em 01 out. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Águas subterrâneas.** Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH – Brasília, agosto/2002. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 12 out. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas** / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. – Brasília, 2017. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br>>. Acesso em 13 mai. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos** / Agência Nacional de Águas, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. 2. ed. -- Brasília: ANA, 2013. 157 p.: il. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em 25 mai. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Quantidade de água.** Portal da Agência Nacional de Águas, Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>>. Acesso em 25 mai. 2019.

Aicó Culturas. **Artes visuais e produção editorial.** 2019. Disponível em: <www.aicoculturas.com>. Acesso em 06 abr. 2019

ALBUQUERQUE FILHO, J. L. *et al.*, **O Papel das Águas Subterrâneas como Reserva Estratégica de Água e Diretrizes para a sua Gestão Sustentável.** Revista Recursos Hídricos, [s.l.], v. 32, n. 2, p.53-61, nov. 2011. Mensal. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH). <http://dx.doi.org/10.5894/rh32n2-5>. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rh/pdf/rh32_n2-5.pdf>. Acesso em 13 out. 2018.

ALLER, L. *et al.* 1987. **DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings.** EPA 600/2-87-035.



ALMEIDA-ABREU, P. A.; Renger, F. E. **Serra do Espinhaço meridional: um orógeno de colisão do mesoproterozóico**. Revista Brasileira de Geociências. São Paulo, v. 32, n.1, p. 1-14, 2002.

ALVARENGA, J. A.; GONÇALVES, J. A. C. **Estudo da vulnerabilidade do aquífero aluvionar de Amaro Lanari, principal fonte de abastecimento d'água das cidades do Vale do Aço, Minas Gerais**. XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/23702/15775>>. Acesso em 26 abr. 2020.

ALVES, A. N. L.; ROSA, H. V. D. **Exposição ocupacional ao cobalto: aspectos toxicológicos**. Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas. Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences vol. 39, n. 2, abr./jun., 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcf/v39n2/03.pdf>>. Acesso em 23 abr. 2020.

ANDRADE, C. F. **Relevo antropogênico associado à mineração de ferro no Quadrilátero Ferrífero: uma análise espaço-temporal do complexo Itabira (Município de Itabira - MG)**. 2012. 130 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Departamento de Geografia - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. **Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados**. Eclet. Quím. vol.35 no.3 São Paulo Sept. 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-46702010000300002>>. Acesso em 10 jan. 2020.

ANJOS, J. A. S. A.; SÁNCHEZ, L. E.; BERTOLINO, L. C. **Remediação de áreas contaminadas: proposições para o sítio da Plumbum em Santo Amaro da Purificação, BA**. In: *Projeto Santo Amaro-BA: aglutinando ideias, construindo soluções – diagnósticos* [S.l: s.n.], 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13.895: Construção de Poços de Monitoramento e Amostragem**. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15495: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Projeto e Construção**. Rio de Janeiro, 2007.



ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento**. Rio de Janeiro, 1992.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B. *et al.*. **Efeito do antigo Lixão do Roger, João Pessoa, Brasil, na qualidade da água subterrânea local**. *Ambi-Água*, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 142-155 2009. doi:10.4136/ambigua.79). <<https://www.redalyc.org/pdf/928/92811713011.pdf>>. Acesso em 01 out. 2019.

AUGE, M. **Vulnerabilidad de acuíferos**. *Revista Latino-Americana de Hidrogeologia*, Buenos Aires: Nº 4, 2004. 85-103 p. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/hidrogeologia/article/download/2652/2193>>. Acesso em 04 abr. 2020.

AZEVEDO, R. P. **Uso de água subterrânea em sistema de abastecimento público de comunidades na várzea da Amazônia Central**. *Acta Amazônica*. Manaus, Vol. 36(3) 2006: 313 – 320. Disponível em: <<https://acta.inpa.gov.br/sumario.php?volume=36&edicao=3>>. Acesso em 12 dez. 2018.

BARAN, E. J. **Suplementação de elementos-traços**. *Cadernos temáticos de química nova na escola*. nº 6 - Julho 2005. Disponível em: <<http://qnesc.sbq.org.br/online/cadernos/06/a04.pdf>>. Acesso em 30 nov. 2019.

BEATO, D.A.C., MONSORES, A.M., BERTACHINI, A.C. 2006. **Potencial aquífero nos metassedimentos do Quadrilátero Ferrífero – Região da APA SUL RMBH – MG**. *Revista Águas Subterrâneas*. In: XIV Congresso Brasileiro de Geologia. 20p. XIV Congresso Brasileiro de Geologia. 20p.

BEVILACQUA, R. H. **Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani na Sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu, UGRHI 13 - Tietê-Jacaré, com a aplicação do método DRASTIC (Normal e Pesticidas)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação Geologia). Instituto de Geociências da UNICAMP. Campinas, 2015. Disponível em <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?down=000951978>>. Acesso em 01 mai. 2020.

BONFIM, L. F. C. **Mapa de domínios/subdomínios hidrogeológicos do Brasil em ambiente SIG: concepção e metodologia**. In: XVI Congresso Brasileiro de Águas subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, 2010, São Luís. Artigo. São Luís: CPRM, 2010. p. 1 – 18. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/evento_PAP002766.pdf>. Acesso em: 9 mai. 2017.



BONFIM, L. F. C. **Mapa de domínios/subdomínios hidrogeológicos do Brasil em ambiente SIG: concepção e metodologia**. XVI Congresso Brasileiro de Águas subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. 2010. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/evento_PAP002766.pdf>. Acesso: 4 de novembro de 2015.

BORGES, I. S. et al., **Função mineral do zinco no organismo humano**. Rev. Conexão Eletrônica – Três Lagoas, MS. Volume 13, Número 1, Ano 2016. Disponível em: <<http://revistaconexao.aems.edu.br/wp-content/plugins/download-attachments/includes/download.php?id=872>>. Acesso em 23 abr. 2020.

BRAGA, B. *et al.*, **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª edição. São Paulo: Pearson Prentice hall, 2005.

BRASIL, Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. **Portaria MS n.º 518/2004** / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.

BRASIL, Ministério de Minas e Energia. **Relatório Técnico 015: Análise das informações sobre recursos hídricos subterrâneos no país**. 2009. 111 p.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Programa IV**. Brasil, 2018. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/plano-nacional-de-recursos-hidricos.html>>. Acesso em 15 nov. 2018.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Política Nacional de Recursos Hídricos: Programa Nacional de Águas subterrâneas**. Brasília, MMA, 2009.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de Águas Subterrâneas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/programa-nacional-de-aguas-subterraneas>>. Brasília, 2018. Acesso em 22 mai. 2018.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Secretaria dos Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. **Revista Águas Subterrâneas. Um recurso a ser conhecido e protegido**. Brasília, 2007. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/167/_publicacao/167_publicacao28012009044356.pdf>. Acesso em 22 mai. 2018.



BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:

<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2019.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em:

<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 20 set. 2019.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.**

Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em 18 out. 2019.

BRAUN, A. B. *et al.*. **Biorremediação como alternativa de tratamento de solos**

contaminados com metais tóxicos. Revista CIATEC – UPF, vol.11 (2), p.p.73-87, 2019.

Disponível em: <http://seer.upf.br/index.php/ciatec/article/download/8971/114114691/>.

Acesso em 26 fev. 2020.

CARDOSO, L. V. R. Q.. **Estudo comparativo dos métodos DRASTIC e GOD na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição da bacia hidrográfica do rio Cabril - Vila Real.** 2010. 111 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade de Trás-os-montes e Alto Douro, Vila Real, 2010. Disponível em:

<<https://repositorio.utad.pt/handle/10348/1446>>. Acesso em: 09 mai. 2017.

CARMO, M. C. P., *et al.*. **Alergia ao níquel em pacientes ortodônticos: revisão de**

literatura. Anais da Jornada Odontológica de Anápolis - JOA. Anápolis, 2019. p. 70-73.

Disponível em <<http://anais.unievangelica.edu.br/index.php/joa/article/view/4295>>. Acesso em 23 abr. 2020.

CARVALHO, L. M. M. **Integração de dados de geofísica aérea aplicada à Geologia e a Prospecção Mineral no Distrito Esmeraldífero de Itabira-Ferros, Quadrilátero**

Ferífero, MG. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências - Universidade de Brasília. Brasília, 2006.

CELERE, M. S., *et al.*. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública.** Cad. Saúde



Pública, Rio de Janeiro, 23(4):939-947, abr, 2007. Disponível em <<https://doi.org/10.1590/S0102-311X2007000400021>>. Acesso em 21 abr. 2020.

CGWB. **District Groundwater Brochure Erode District, Tamil Nadu. Government of India.** Ministry of Water Resources. Central Ground Water Board. South Eastern Coastal Region. Chennai, 2008. Disponível em: <http://cgwb.gov.in/District_Profile/TamilNadu/Erode.pdf>. Acesso em 11 de nov. 2019.

CIVITA, M., 1994. *Le Carte dela vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: Teoria & Prática.* PitagoraEditrice, Bologna, 325 pp.

CLEARY, Robert W. **Águas Subterrâneas.** Princeton Groundwater. Clean Environment do Brasil. TAMPA, FL. Outubro de 2007. Disponível em: <<https://www.clean.com.br/portal/>>. Acesso em 22 ago. 2019.

HO, G. *et al.* (2015). **Relação entre o escoamento de base e os diferentes sistemas hidrogeológicos do Estado de Minas Gerais.** Águas Subterrâneas. 29. 257. 10.14295/ras.v29i3.27977.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SP) – CETESB. **Cobalto.** FIT - Ficha de Informações Toxicológicas. São Paulo, março de 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Cobalto.pdf>>. Acesso em 21 abr. 2020.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SP) – CETESB. **Crômio e seus compostos.** FIT - Ficha de Informações Toxicológicas. São Paulo, 2013. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Cromio.pdf>>. Acesso em 08 nov. 2019.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SP) – CETESB. **Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo.** 2004 – 2006/CETESB. São Paulo: CETESB, 2007. 199 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 25 set. 2019.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SP) – CETESB. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no estado de São Paulo.** São Paulo: Páginas e Letras Editora e Gráfica Ltda, 1997. 114 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SP) – CETESB. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas**



Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo, 2005. Disponível em:
<<https://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/>>. Acesso em 08 nov. 2019.

composto maturado e derivados. Evaneide Nascimento Lima. Araraquara: [s.n], 2008. 150 f.: il. Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Química. Disponível em:<https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/105737/lima_en_dr_araiq.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 21 abr. 2020.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM - CEMPRE. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado / Coordenação geral André Vilhena. – 4. ed. – São Paulo (SP): CEMPRE, 2018. 316 p. : il. ; 11.264 kbytes.

CONSTRUTORA HURA LTDA. Aterro Sanitário de Itabira: parecer técnico preliminar sobre as condições operacionais do empreendimento. Volume único. Itabira, MG. Setembro de 2018.

COSTA, T. T. Avaliação da vulnerabilidade de aquíferos por meio de análise de vazamentos de postos de combustível. 2012. 137 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Geotécnica, Núcleo de Geotecnia da Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012. Disponível em:
<http://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/2864/1/DISSERTAÇÃO_AvaliaçãoVulnerabilidadeAquíferos.PDF>. Acesso em: 09 mai. 2019.

DELGADINHO, M. J. C. Distúrbios do metabolismo do cobre, ferro e zinco. Dissertação de Mestrado em Ciências Farmacêuticas. Universidade Fernando Pessoa – Faculdade de Ciências da Saúde. Porto, 2014. Disponível em:
<https://bdigital.ufp.pt/bitstream/10284/4495/1/PPG_19710.pdf>. Acesso em 08 nov. 2019.

DEON, Maitê Carla et al.,. Biorremediação de solos contaminados com resíduos oleosos através de bioaumentação e atenuação natural.Seminário: Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina, v. 33, n. 1, p. 73-82, jan./jun.2012. DOI: 10.5433/1679-0375.2012v33n1p73. Acesso em 20 mai. 2018.

DOERFLIGER N, ZWAHLEN F (1995). EPIK: um novo método para delinear áreas de proteção: uma avaliação da vulnerabilidade da água em ambiente cárstico. In: Anais do 5º Simpósio Internacional sobre águas cársticas e impactos ambientais, Antalya, Balkema, Rotterdam 117–123.

DOSSIN I. A., et al. Single-zircon dating by step-wise Pb-evaporation of Middle Proterozoic magmatism in the Espinhaço Range, southeastern São Francisco Craton



(Minas Gerais, Brazil). In: SBG, Simp. Craton São Francisco, Salvador, Anais, 1993. 39-42 p.

DUSSIN T. M. **Associations plutono-volcaniques de l'Espinhaçoméridional (SE-Brésil): un exemple d'évolution de lacroûteprotérozoïque.** Lab. Geologie Structurale, Univ. Orléans, Orléans, Tese de Doutorado, 1994. 177 p.

ECOLABORE ENGENHARIA LTDA. **Relatório fotográfico do Aterro Sanitário de Itabira.** Itabira, MG. Outubro de 2019.

Eng. Sanit. Ambient. vol.19, no.4. Rio de Janeiro. Oct./Dec. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000000122>>. Acesso em 20 mar. 2020.

ENGEORPS - **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Itabira: Produto 3 – Diagnóstico Técnico-Participativo dos serviços de saneamento básico.** Itabira, 2015. Disponível em: <<http://www.itabira.mg.gov.br/portal/wp-content/uploads/2015/09/Produto-1.pdf>>. Acesso em 15 ago. 2018.

ENGEORPS ENGENHARIA S. A. (ENGEORPS). **Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) do Município de Itabira: Produto 3 - Diagnóstico Técnico-Participativo dos serviços de saneamento básico.** Itabira. 2015.

ESSENCIS SOLUÇÕES AMBIENTAIS LTDA. **Projeto Executivo do Aterro Sanitário de Itabira.** Prefeitura Municipal de Itabira. Projeto 9236. Revisão 2. Itabira, 2012.

FAGUNDES, G. de S. **Influência do antigo Lixão do Roger, João Pessoa, nas águas subterrâneas locais.** 2010. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Urbana e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/PB, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/tede/5447/1/arquivototal.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2019.

FAVERO, J. L.; MUNIZ, A. R.; SANTOS, R. P. B. dos. **Análise teórico-experimental da dispersão de poluentes líquidos em solos.** 2007. Rio de Janeiro Oct./Dec. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000400007>. Acesso em 26 ago. 2019.

FEITOSA, F. A. C. *et al.*, **Hidrogeologia. Conceitos e Aplicações.** 3ª Edição; Rio de Janeiro; CPRM: Serviço geológico do Brasil, 2008. Disponível em: <<http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/14818>>. Acesso em 16 ago. 2019.



FICARIS, M.; MOREIRA, S. **Análise de metais pesados em águas subterrâneas empregando a fluorescência de raios X por reflexão total em radiação sincrotron (SR-TXRF)**. XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Revista Águas Subterrâneas, São Paulo, Brasil. e-ISSN 2179-9784 (eletrônico), 2004. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23308>>. Acesso em 22 set. 2019.

FONSECA, A. C. S. **Aplicação do método GOD para determinação da vulnerabilidade à contaminação do aquífero no aterro sanitário de Itabira-MG**. Trabalho Final de Graduação. Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Itajubá-Campus de Itabira. 2017.

FOSTER, S. S. D. et al. **Groundwater: quality protection**. The World Bank. Washington: 2002.

FOSTER, S. S. D. **Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy**. Proceedings of International Conference: Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Noordwijk, Países Baixos. 1987.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. **Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data**. Lima: CEPIS/PAHO/WHO, 1988. 81 p.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. **Determinação de riscos de contaminação das águas subterrâneas**: Uma metodologia embasada em dados existentes. São Paulo: Instituto Geológico, 1993. 92 p. Tradução de: HIRATA, R. C. A.; YOSHINAGA, S.; HASSUDA S.; IRITANI M.

FREIRE, P. A. de C.; TRANNIN, I. C. de B.; SIMÕES, S. J. C. **Bombeamento e tratamento da fase livre em Aquífero Litorâneo**. Eng. Sanit. Ambient. vol.19, no.4. Rio de Janeiro. Oct./Dec. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000000122>>. Acesso em 20 mar. 2020.

FREITAS, C. M. **Levantamento da disposição final de resíduos sólidos urbanos em 32 municípios do Estado de Goiás**. Rev. Biol. Neotrop. 12(2): 120-124. 2015. Disponível em: <<https://www.revistas.ufg.br/RBN/article/view/27876/20649>>. Acesso em 21 set. 2019.

GOMES, Amanda Rodrigues *et al.*. **Percepção ambiental do antigo lixão do Roger localizado em João Pessoa-PB**. Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade - Vol. 5: Congestas, 2017. ISSN 2318-7603. Disponível em: <http://revistas.unisinos.br/index.php/estudos_tecnologicos/article/view/4618/1842>.



GONÇALVES, J.A.C.; PEREIRA, P.H.R.; VIEIRA, E.M. **Sistemas aquíferos: hidrogeologia da porção nordeste do quadrilátero ferrífero na região de Itabira (MG).**

GONÇALVES, Mariane; KISHI, Regina; FERNANDES, Cristóvão. **Poluição por metais pesados na bacia do rio Barigui, estado do Paraná.** Revista de Gestão de Água da América Latina, [s.l.], v. 13, n. 2, p.175-185, 27 dez. 2016. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. <http://dx.doi.org/10.21168/rega.v13n2.p175-185>. Disponível em: <<https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php>>. Acesso em 12 abr. 2019.

GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. da. (2018) **Impactos ambientais urbanos no Brasil**. 7. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

GUIGUER, N., KOHNKE, M. W. **Métodos para determinação da vulnerabilidade de aquíferos.** XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Florianópolis, p.13, 2002. Disponível em <file:///C:/Users/nataliac/Documents/Natalia/Diogenes/Base%20para%20Teroria/22314-80539-1-PB.PDF> Acesso em 27 abr. 2020.

GÜNTHER, W. M. R. **Contaminação ambiental por disposição inadequada de resíduos industriais contendo metais pesados: estudo de caso.** São Paulo; 1998. 132f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-29092014-111117/publico/DR_314_Gunther_1998.pdf>. Acesso em 23 abr. 2020.

HIRATA, R. C. A.; REBOUÇAS, A. *La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos.* Boletín Geológico Minero de España, 1999. 423–436 p.

IMBELLONI, A. M. **Concentração do minério de níquel da Mineração Fortaleza de Minas.** [Dissertação de Mestrado] – Engenharia Mineral; Universidade Federal de Ouro Preto, 2013. Disponível em <<https://www.repositorio.ufop.br>>. Acesso em 23 abr. 2020.

INSTITUTO AUTOGLASS. **Panorama da adequação das regiões metropolitanas à política nacional de resíduos sólidos.** Julho 2017. Disponível em: <<https://www.institutoautoglass.org.br>>. Acesso em 10 out. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas saneamento.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2011. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/atlas/atlas_saneamento/atlas_saneamento_2011.zip> Acesso em: 10 ago. 2019.



INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades e Estados**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2020. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/itabira.html>>. Acesso em 12 abr. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Estimativas**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Brasília, 2018. Acesso em: 16 nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2008. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>>. Acesso em 12 abr. 2019.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - IPT. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo (SP): 2018. 316p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - IPT. **Áreas contaminadas: Resultados do projeto do IPT de remediação de organoclorados em parceria com BNDES e DAEE são divulgados em seminário**. 11/12/2013. Disponível em: <http://www.ipt.br/noticias_interna.php?id_noticia=769>. Acesso em 04 mar. 2020.

ITABIRA. *Lei Complementar nº4.916, de 15 de julho de 2016*. **Dispõe sobre a aprovação do Plano Municipal de Saneamento Básico e dá outras providências**. Itabira, 2016. Disponível em: <<http://www.itabira.mg.gov.br/portal/wp-content/uploads/2016/01/4916-2016-LEI-COMPLEMENTAR-Dispoe-sobre-a-aprovacao-do-Plano-Municipal-de-Saneamento-Basico-e-da-outras-providencias.pdf>>. Acesso em 11 out. 2019.

ITABIRA. **Plano de Manejo do Parque Natural Municipal do Intelecto**. Itabira: Prefeitura Municipal de Itabira, 2009. Disponível em <http://novoportal.itabira.mg.gov.br/abrir_arquivo.aspx/Plano_de_Manejo_Parque_Natural_Municipal_do_Intelecto?cdLocal=2&arquivo={70CBED2D-9BCB-4F4C-92DD-50E31CAC6A84}.pdf#search=Plano%20de%20Manejo%20do%20Parque>. Acesso em 21 abr. 2020.

ITABIRA. **Plano Diretor Participativo do Município de Itabira**. Itabira: Prefeitura Municipal de Itabira, Fundação Israel Pinheiro, 2014. Disponível em: <http://www.itabira.mg.gov.br/portal/wp-content/uploads/2014/10/PDM_ITA_leitura-tecnica_R00.compressed.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2017.

ITAURB – Empresa de Desenvolvimento de Itabira Ltda. *Instituição*. Itabira: 2019. Disponível em <www.itaurb.com.br>. Acesso 10 out. 2019.



JEBER, A.; PROFETA, A.L. **Recursos minerais de Minas Gerais - Águas Minerais**. Companhia de Desenvolvimento de Minas Gerais (Codemge). Belo Horizonte, 2018. 42p. Disponível em <<http://recursomineralmg.codemge.com.br/wp-content/uploads/2018/10/AguasMinerais.pdf>>. Acesso em 02 abr 2020.

JOHNSON, L. E. **Cobre**. 2018a. Disponível em: <<https://www.msmanuals.com/pt-br/profissional/dist%C3%BArbios-nutricionais/defici%C3%A2ncia-e-toxicidade-minerais/cobre>>. Acesso em: 02 dez. 2018.

KELLES, T. A. **Caracterização geotécnica e condutividade hidráulica de misturas solo-bentonita para cobertura final de um aterro sanitário**. 2017. 72 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira. Itabira, 2017.

KEMERICH, P. D. C. *et al.*, **Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo**. Engenharia Ambiental, v. 10, n. 2, p. 208-219, 2013. Disponível em: <<http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=900>>. Acesso em 12 set. 2019.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação do solo**. 2.ed. São Paulo: Oficina de Texto, 2010. 216p.

LIMA, A. N. **Análise do monitoramento da contaminação ambiental no solo do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado de Seropédica**. 2015. 166 f.: Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/13920>>. Acesso em 20 mai. 2018.

LIMA, E. N. **Caracterização e estudo do comportamento térmico de chorume, de**

LIMA, J.S. 2003. **Avaliação da contaminação do lençol freático do Lixão de São Pedro da Aldeia-RJ**. Dissertação de Mestrado. UERJ, 78 p. Rio de Janeiro, 2003. Disponível em: <<http://www.peamb.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2003/PEAMB2003JLima.pdf>>. Acesso em 14 set. 2019.

LIMA, S.D., *et al.*, **Gerenciamento de áreas contaminadas por postos de combustíveis em Cuiabá**, Mato Grosso, Brasil. Rev. Ambient. Água, vol.12, no.2. Taubaté, Mar./Apr, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1872>>. Acesso em 05 abr. 2020.

LOPES, A.; PIEDADE, M. T. F. **O período da contaminação com petróleo influencia a rebrota de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock em solo de várzea da Amazônia Central?** Biota Neotropica, Campinas, v. 10, n. 4, p. 143-148, 2010. Disponível em:



<http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032010000400019&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em 14 out. 2019.

MADEIRA, G. R.; BOTELHO, A. E.; VIEIRA, E. M. **Avaliação do impacto da coleta seletiva na destinação final dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Itabira-MG**. In: DR. DARLY FERNANDO ANDRADE (Belo Horizonte). Organização Editora Poisson (Ed.). **Gestão de Resíduos Sólidos**. Belo Horizonte, Mg: Ed. Poisson, 2020. Cap. 4, p. 24. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.36229/978-85-7042-219-4>>.

MANENTI, Diego Ricieriet *al.*,. **Barreira reativa permeável aplicada para a prevenção da contaminação dos solos e águas**. 1º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente Bento Gonçalves – RS, Brasil, 29 a 31 de outubro de 2008. Disponível em: <https://siambiental.ucs.br/congresso/getArtigo.php?id=42&ano=_primeiro>. Acesso em 21 mar. 2020.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. **Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados**. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* [online]. 2011, vol.35, n.1, pp.1-11. ISSN 1806-9657. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000100001>>. Acesso em 21 mar. 2020.

MEDEIROS, T. A. M. **Efeito fitotóxico e potencial remediador de três espécies vegetais contaminadas com benzeno**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, campus experimental de Sorocaba. p.152, 2015.

MEJÍA, P. V. L. *et al.*,. **Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas**. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais – Número 31 – Março de 2014* | 97-104. ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478. Disponível em: <http://abes-dn.org.br/publicacoes/rbciamb/PDFs/31-12_Materia_10_artigos395.pdf>. Acesso em 17 jan. 2020.

MINAS GERAIS, Instituto Mineiro de Gestão das águas - IGAM. **Água Subterrânea**. 2020. Disponível em: <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/317-agua-subterranea>. Acesso em: 02 abr. 2020.

MINAS GERAIS, Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Leste Mineiro – SUPRAM LESTE. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **PARECER ÚNICO: PROTOCOLO SIAM Nº 0991864/2012**. 2012. Disponível em: <http://www.reunioes.semam.mg.gov.br/down.asp?x_caminho=reunioes/sistema/arquivos/material/&x_nome=Item_6.1_-_Aterro_Sanit%Elrio_de_Itabira.pdf>. Acesso em: 30 out. 2019.



MINAS GERAIS. **Lei Nº 12.584, de 17 de julho de 1997. Altera a denominação do Departamento de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais - DRH-MG - para Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM -, dispõe sobre sua reorganização e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.compe.org.br/estadual/leis/12584-1997.pdf>>. Acesso em 06 abr. 2020.

MINAS GERAIS. **Lei Nº 13.771, de 11-12-2000. Dispõe sobre a administração, a proteção e a conservação das águas subterrâneas de domínio do Estado.** Disponível em <<https://futurelegis.com.br/legislacao/1267/Lei-N%C2%BA-13771-de-11-12-2000>>. Acesso em 06 abr. 2020.

MONDELLI, G. *et al.*, **Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento.** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. EngSanitAmbient | v.21 n.1 | jan/mar 2016 | 169-182. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00169.pdf>>. Acesso em 22 abr. 2019.

MONTEIRO, J. H. P. *et al.*, Instituto Brasileiro de Administração Municipal – IBAM. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** José Henrique Penido Monteiro ... [et al.]. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200 p. Disponível em: <http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/manual_girs.pdf>. Acesso 23 jul. 2019.

MOREIRA, F. R; MOREIRA, J. C. **A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde.** Ciência e Saúde Coletiva, vol.9, nº.1 Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-8123200400010001>. Acesso em 08 nov. 2019.

NOBRE, M. M.; NOBRE, R. C. M. **Remediação de solos: técnicas alternativas melhoram desempenho.** 2003. Disponível em: <<https://www.quimica.com.br/remediacao-de-solos-tecnicas-alternativas-melhoram-desempenho/5/>>. Acesso em: 20 jan. 2020

NOGUEIRA, E. F. **Consumo, descarte e sustentabilidade: um estudo de caso, 2017.** 152 folhas. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Administração. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2017. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.uel.br/document/?code=vtls000210836>>. Acesso em 24 set. 2019.

NOGUEIRA, I. G. **Base Legal de Águas Subterrâneas e Identificação das Áreas Potenciais de Conflitos para Uso em Minas Gerais.** 2010, 53 p. **Monografia.** Programa de Especialização em Gerenciamento de Recursos Hídricos. Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010. Disponível em <<https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS->



99WJEA/1/___base_legal_de_guas_subterrneas_e_identifica_o_das_000.pdf>. Acesso em 04 abr 2020.

OLIVEIRA, F. J. S. & JUCÁ, J. F. T. **Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos**. Revista Eng. sanit. ambient. Vol. 9 - Nº 3 - jul/set 2004, p.211-217. Disponível em <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522004000300007&script=sci_abstract&tlng=es>. Acesso em 21 abr 2020.

OLIVEIRA, G. A.; SILVA, J. J. R.; MORAIS, A. A. **Mapeamento dos usos do solo e da qualidade da água na microbacia do córrego duas barras em Itabira-MG**. III Congresso de Pesquisa, Extensão e Ensino. UNIFEI. Itabira, 2018. Disponível em:<<https://cpee.unifei.edu.br/><<https://cpee.unifei.edu.br/anaisiiicpeeisbn.pdf>>. Acesso em 28 out. 2019.

OLIVEIRA, K. B. M.; MORAIS, F.; OLIVEIRA, L. M. **Utilização do método GOD para mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no município de Lagoa da Confusão, Tocantins, Brasil**. VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Campo Grande/MS – 27 a 30/11/2017. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. Disponível em: <<https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2017/VIII-012.pdf>>. Acesso em 27 abr. 2020.

OLIVEIRA, L.F.C. *et al.*,. **Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos**. Revista Ambiente & Água, vol.9, nº.2. Taubaté, Apr./June 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v9n2/v9n2a10.pdf>>. Acesso em 22 abr. 2019.

PADILHA, A.V. Projeto Itabira. **Folha SE.23-Z-D-IV, Estado de Minas Gerais, Escala 1:100.000 (texto, mapas e anexos)**. Brasília, CPRM, 2000. 71p.

PAIVA, V.C.X. **Hipersensibilidade ao níquel presente no aparelho ortodôntico fixo metálico**. Avaliação Clínica, Periodontal, Histopatológica e Imunoistoquímica. [Dissertação (Mestrado em Ortodontia)]. Minas Gerais: Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais; 2005. Disponível em <http://server05.pucminas.br/teses/Odonto_PaivaVC_1.pdf>. Acesso em 23 abr. 2020.

PERDIGÃO, L. S. **Estudo da condutividade hidráulica do solo de cobertura do aterro sanitário de Itabira – MG**. 2016. 85 p. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Itajubá - *Campus* Itabira, Itabira, 2016.

PIAZ, J. F. D.; FERREIRA, G. M. V. **Gestão de resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marau, RS**. Revista de Gestão Social e Ambiental, v. 5, n. 1, p. 33-



47, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5773/rgsa.v5i1.248>>. Acesso em: 13 abr. 2019.

PINHEIRO, N.C.A.; MOCHEL, F.R. **Diagnóstico de áreas contaminadas pela disposição final de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar (MA)**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. EngSanitAmbient | v.23 n.6 | nov/dez 2018 | 1173-1184. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v23n6/1809-4457-esa-23-06-1173.pdf>>. Acesso em 22 abr. 2019.

PINHEIRO, R.V.N. *et al.*,. **Risco de contaminação pela presença de disposição final de resíduos sólidos em bacias de captação superficial de água**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. EngSanitAmbient | v.23 n.5 | set/out 2018 | 871-880. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v23n5/1809-4457-esa-23-05-871.pdf>>. Acesso em 22 abr. 2019.

PORTAL SANEAMENTO BÁSICO. **Lançamento do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. 25/09/2018. Disponível em: <<https://www.saneamentobasico.com.br>>. Acesso em 10 out. 2019.

PUJOL, E. **Remediação de áreas**. 2015. Artigo Técnico [online]. Disponível em <https://pt.wikipedia.org/wiki/Remediação_de_áreas> Acesso em 24 jan. 2020.

RAJKUMAR,N; SUBRAMANI, T; ELANGO, L. **Groundwater Contamination Due to Municipal Solid Waste Disposal – A GIS Based Study in Erode City**. International Journal Of Environmental Sciences. Volume 1, No1,2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/261761248_Groundwater_Contamination_Due_to_Municipal_Solid_Waste_Disposal_-_A_GIS_Based_Study_in_Erode_City>. Acesso em 07 nov. 2019.

RAMOS, M L S; PAIXÃO, M M O – **Gestão de Águas Subterrâneas: Experiência do Estado de Minas Gerais, 2003**; Encontro Nacional de Perfuradores, Petrópolis, XII, Anais, CD. Disponível em <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/23959/16012>>. Acesso em 20 out. 2018.

RAMOS, M.L.S.; MARTINS, J. C. **Abordagem preliminar do uso da água subterrânea em Minas Gerais através do instrumento de outorga**. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Florianópolis, 2002. Disponível em <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/issue/view/1187>>. Acesso em 30 mar. 2020.



RIBEIRO, M. L. *et al.*. **Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminary**. Química Nova vol.30 n.º.3 São Paulo. May/June 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000300031>. Acesso em 02 abr. 2019.

RITTER, E.*et al.*. **Contaminação de recursos hídricos: estudo de caso do lixão de São Pedro da Aldeia (RJ)**. Estudos Tecnológicos em Engenharia, [s.l.], v. 6, n. 2, p.82-93, 31 dez. 2010. UNISINOS - Universidade do Vale do Rio Dos Sinos. <<http://dx.doi.org/10.4013/ete.2010.62.03>>. Acesso em 29 set. 2019.

ROCHA, A. F. “**Cádmio, Chumbo, Mercúrio – A problemática destes metais pesados na Saúde Pública?**”. Faculdades de Ciências da Nutrição e Alimentação. FCNAUP. Curso de Ciência da Nutrição. Monografia. Porto, 2009. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/54676/4/127311_0925TCD25.pdf>. Acesso em 08 nov. 2019.

ROCHA, R., PEZZINI, M. F., POETA, J. **Fontes de contaminação pelo chumbo e seus efeitos tóxicos na saúde ocupacional**. Revista Ciência em Movimento. Biociências e Saúde, v. 19, n. 39. 2017/2. Disponível em: <<https://www.metodista.br/revistas/revistas-ipa/index.php/CMBS/article/viewFile/567/492>>. Acesso em 22 abr. 2020.

RODRIGUES, S. C. V. A.; LIMA, C. E. P.; FONTES, M. P. F. **Atualização do mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados**. V Jornada Científica da Embrapa Hortaliças. Brasília, 2016. <<https://www.embrapa.br/hortalias/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1052404/anais-da-v-e-vi-jornada-cientifica-da-embrapa-hortalias>>. Acesso em 26 abr. 2020.

ROMAN-RAZO, E. A. *et al.*. **Dermatitis de contacto alérgica a cobalto y níquel enuntrabajador de la industria metalúrgica**. Reporte de caso y revisión de la literatura. **Rev. alerg. Méx.**, Ciudad de México , v. 66, n. 3, p. 371-374, sept. 2019. Disponible em:<http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2448-91902019000300371&lng=es&nrm=iso>. accedidoen 23 abr. 2020. Epub 19-Feb-2020. <<http://dx.doi.org/10.29262/ram.v66i3.537>>.

SABADINI, S. C., *et al.*. **Potencial de vulnerabilidade natural de aquíferos à contaminação no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais e sua relação com a atividade minerária de ouro**. Caderno de Geografia, v.27, n.49, 2017. Disponível em https://www.researchgate.net/publication/316640842_Potencial_de_vulnerabilidade_natural_de_aquiferos_a_contaminacao_no_quadrilatero_ferifero_Minas_Gerais_e_sua_relacao_com_a_atividade_mineraria_de_ouro_Natural_vulnerability_of_potential_contamination DOI 10.5752/p.2318-2962.2017v27n49p340. ISSN 2318-2962. Acesso em: 26 abr. 2020.



SANTOS, E.; UNGARI, H. C. N.; SANTOS, M. B. **Principais técnicas de remediação e gerenciamento de áreas contaminadas por hidrocarbonetos no estado de São Paulo**. 2008. 129 f. Monografia (Especialização) - Curso de Gestão Ambiental, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas - Unicamp e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - Cetesb, Campinas - SP, 2008. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2016/06/Edson_Helio_Matilde.pdf>. Acesso em 18 jul. 2019.

SANTOS, R. A.; CRUZ, M. J. M; NASCIMENTO, S. A. M. **Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos cársticos: subsídios para uma gestão dos recursos hídricos subterrâneos**. Caderno de Geociências. Nº 7, 54 – 62 p. 2010. Disponível em: <<https://portalseer.ufba.br/index.php/cadgeoc/article/view/4096/3000>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

SANTOS, R. M. M.; MATOS, P. M. **Monitoramento das águas subterrâneas do Distrito Federal - dados preliminares**. XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. 17p. Curitiba, 2006. Disponível em <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/issue/view/1185>>. Acesso em 02 abr. 2020.

SCHIFER, T. S.; JUNIOR, S. B.; MONTANO, M. A. E. **Aspectos toxicológicos do chumbo**. Infarma, v.17, nº 5/6, 2005. Disponível em: <<http://cebrim.cff.org.br/sistemas/geral/revista/pdf/18/chumbo.pdf>>. Acesso em 22 abr. 2020.

SCHMIDT, C. A. B. **Remediação in situ de solos e águas subterrâneas contaminados por líquidos orgânicos não miscíveis em água (NAPLs)**. Série Temática: Resíduos Sólidos e Geotecnia Ambiental – Volume 1. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ / 2010. 62 p.

SCHMITZ, G. A; GRACIOLI, C.R. A política nacional de resíduos sólidos e a situação do município de Alegrete – RS. Revista Monografias Ambientais. Santa Maria, v.13, n.1, mai-jul. 2015, p.xx-xx. Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas – UFSM. ISSN: 22361308. Disponível em:<https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/19272/TCCE_EA_EaD_2015_SCHMITZ_GABRIELE.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 23 dez. 2019.

SILVA, C. S. **Níquel**. Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/4-5-niquel>>. Acesso em 23 abr. 2020.



SILVA, J. S.; SANTOS, S. S.; GOMES, F. G. G. **A biotecnologia como estratégias de reversão de áreas contaminadas por resíduos sólidos.** Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET, v. 18, n. 4, p. 1361-1370, 2014.

SILVA, R. R. da. **Biorremediação de solos contaminados com organoclorados por fungos basidiomicetos em biorreatores** / Ricardo Ribeiro da Silva -- São Paulo, 2009. 186 p. il. Tese (Doutorado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2009 Bibliografia. Disponível em:
<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pgibt/2013/09/Ricardo_Ribeiro_da_Silva_DR.pdf>. Acesso em 21 mar. 2020.

SILVEIRA, S. F. **Avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos no município de Itabira (MG): uma ênfase na coleta seletiva.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Ouro Preto. PROAMB - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Área de Concentração: Meio Ambiente. Ouro Preto, 2018. Disponível em:
<https://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/10592/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_Avalia%C3%A7%C3%A3oGest%C3%A3oRes%C3%ADduos.pdf>. Acesso em 21 out. 2019.

SOARES, A. C. P. *et al.*. **Análise da eficácia técnica e ambiental do tratamento de chorume por osmose reversa na Central de Tratamento de Resíduos de São Gonçalo, RJ.** 6º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade (20 a 23 de junho 2017) ISSN 2525-4928. Instituto Três Rios / Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Disponível em:
<<http://itr.ufrj.br/sigabi/anais>>. Acesso em 22 set. 2019.

SOARES, R. C. V. **Caracterização do fluxo subterrâneo das águas na porção sudoeste da bacia representativa de Juatuba.** Dissertação: Mestrado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 162p. Belo Horizonte, 2010. Disponível em
<<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/697M.PDF>>. Acesso em 18 abr 2020.

SOUZA, J. L. **Mineralogia e geologia da esmeralda da jazida de Itabira - Minas Gerais.** 212 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Mineralogia e Petrologia - Instituto de Geociências - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.

STRIGHT, L. (1999). **Modeling oxygen mass transfer limitations during biosparging.** Disponível em: <https://www.researchgate.net/figure/1-Field-scale-schematic-of-in-situ-air-sparging-and-soil-vapor-extraction_fig1_265309127>. Acesso em 15 fev. 2020.

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos.** 2009. 415f. Tese (Doutorado



em Engenharia Civil) – UFRJ/ COOPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2009.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**/Silvio Roberto de Lucena Tavares. Rio de Janeiro, RJ: 2013 147p.: il.

TECNOHIDRO PROJETOS AMBIENTAIS. Consulta geral a homepage. 2008. Disponível em < <http://www.tecnohidro.com.br/tecnologias.htm> > Acesso em 15 fev. 2020.

TERÇARIOL, S.G.; MATOS, G. M.; DIB, C. C. **A intoxicação por chumbo como patologia ocupacional**. Fisioterapia Brasil - Volume 11 - Número 4 - julho/agosto de 2010. Disponível em:
<<https://portalatlanticaeditora.com.br/index.php/fisioterapiabrasil/article/viewFile/1415/2562>>. Acesso em 22 abr. 2020.

TORREL, B. **Estudo da prevalência da alergia ao níquel através de teste cutâneo em crianças de 5-12 anos**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências da Saúde, Programa de Pós Graduação em Ciências Odontológicas, RS, 2017, p. 40-40. Disponível em:
<https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/14237/DIS_PPGCO_2017_TORREL_BRUN_A.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 23 abr. 2020.

TUCCI, C. E. M. *et al.*, **A gestão da água no Brasil: uma primeira avaliação da situação atual e das perspectivas para 2025**. South America Technical Advise Committee of the Global Water Partnership. 2000. Disponível em: <<http://www.rhama.net/artigosinterna.asp?cat=5>>. Acesso em 16 set. 2019.

TUCCI, C. E. M.; HESPAHOL, I.; NETTO, O. M. C. **Cenários da Gestão da Água no Brasil: uma contribuição para a “Visão Mundial da Água”**. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Volume 5, nº 03, Jul/Set 2000, 31-43. Disponível em:
<<https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=44>>. Acesso em 24 set. 2019.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro** / José Galizia Tundisi (coordenador). – Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014. 76 p.: 25 cm. Disponível em:
<<http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/v22n63a02.pdf>>. Acesso em 16 set. 2019.

VASCONCELOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. **Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo** - Estud. Biol., Ambiente Divers. 2012 jul./dez.



VERA, Y. M.; CARVALHO, R. J.; TOREM, M. L. **Remediação de aquíferos contaminados com metais utilizando a técnica de barreiras permeáveis reativas**. XXII ENTMME / VII MSHMT- Ouro Preto-MG, novembro 2007. Disponível em: <https://www.artigos.entmme.org/download/2007/tratamento_de_efluentes-effluents_treatment/1895%20-%20I.M.Vera_R.J.de%20Carvalho_M.L.Torem%20-%20REMEDIA%C3%87%C3%83O%20DE%20AQ%C3%9C%C3%8DFEROS%20CONTAMINADOS%20COM%20METAIS%20UTILIZANDO%20A%20T%C3%89CNICA%20DE%20BARREIRAS%20PERME%C3%81VEIS%20REATIVAS.pdf>. Acesso em 26 fev. 2020.

VICTORINO, C. J. A. **Planeta água morrendo de sede: uma visão analítica na metodologia do uso e abuso dos recursos hídricos**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007. 231 p. (1. Água – Uso. 2. Água – Qualidade. 3. Recursos). XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Campinas, 2018. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29349/18951>>. Acesso em 07 jun. 2020.