



AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ENTORNO DE UM ATERRO SANITÁRIO

EVALUATION OF GROUNDWATER QUALITY IN A LANDFILL SURROUNDING AREA

Cláudia Yukie Nakamura¹, Eduardo Marques², Pamela Vilela³, Tatiana Oda⁴, Ligia Lima⁵, Renan Costa⁶, Izabel Christina Azevedo⁷

Artigo recebido em: 15/08/2013 e aceito para publicação em: 25/04/2014.

Abstract: The aim of this work was to evaluate the groundwater quality in the surrounding area of Visconde do Rio Branco landfill in Minas Gerais State. Between September 2010 to October 2011 the parameters pH, temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, *E. coli*, total coliforms, Al, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mn, Hg, and Zn were monitored in the leachate and in the wells, and besides those mentioned, biological oxygen demand and chemical oxygen demand were monitored in the streams present in the area of study. High levels of Mn, Fe, Al, Hg and microbiologic contamination were observed, which were more evident during rainy periods. Possible unconformities origins may be problems with leachate drainage, in ponds and landfill sealing system and in the coverage of the cells. There should be more control in the sealing and closure of the cells, as with the construction and maintenance of the drainage system ensuring all the leachate produced is sent to the treatment ponds.

Keywords: Water quality. Groundwater. Landfills.

Resumo: Este trabalho objetivou a avaliação da qualidade da água subterrânea no entorno do aterro sanitário do município de Visconde do Rio Branco - Minas Gerais. Durante o período de setembro de 2010 a outubro de 2011 monitorou-se os parâmetros pH, T, OD, CE, *E. coli*, coliformes totais, Al, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mn, Hg e Zn no lixiviado e nos poços e, além desses, a DQO e a DBO no lixiviado e nas águas das nascentes presentes na área de estudo. Observaram-se teores elevados dos metais Mn, Fe, Al e Hg, bem como contaminação microbiológica, mais evidentes em períodos chuvosos. Possíveis origens para as inconformidades podem ser problemas na drenagem do lixiviado, no sistema de impermeabilização das lagoas e do aterro e na cobertura das células. Deve haver maior controle na impermeabilização e encerramento das células, bem como na construção e manutenção do sistema de drenagem a fim de que todo lixiviado produzido seja de fato encaminhado às lagoas de tratamento.

Palavras-chave: Qualidade da água. Água subterrânea. Aterros sanitários.

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A contaminação da água subterrânea através do lixiviado resultante da disposição inadequada de resíduos sólidos é uma realidade em nosso país. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada em 2008 (IBGE, 2010), no caso dos poços rasos sem proteção da captação, 18,64% tinham como forma de poluição ou contaminação a disposição inadequada de resíduos sólidos. Já para os poços profundos, a quantidade impactada por este mesmo problema chegava a 16,79% segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010).

Quando os resíduos são dispostos em aterros ou em lixões sobre áreas com solo permeável (cascalho, areia ou rochas fissuradas) a migração do lixiviado pode, após algumas décadas, provocar a contaminação de áreas muito maiores do que aquelas em que os resíduos estão dispostos (FEITOSA e FILHO, 2000). Porém, em locais planejados e operados devidamente, pode haver a disposição dos resíduos sem praticamente nenhum risco de contaminação das águas subterrâneas (FILHO, 2008).

Segundo Capelo Neto e Castro (2005), o

¹ Universidade Federal de Viçosa (caunakamura@gmail.com).

² Universidade Federal de Viçosa (emarques@ufv.br).

³ Universidade Federal de Viçosa (pamelabeccalli@gmail.com).

⁴ Universidade Federal de Viçosa (tatioda@hotmail.com).

⁵ Universidade Federal de Viçosa (lgia.lima@gmail.com).

⁶ Universidade Federal de Viçosa (iazevedo@gmail.com).

⁷ Universidade Federal de Viçosa (renanacosta@gmail.com).

principal problema ambiental nos aterros sanitários é o risco de poluição das águas subterrâneas e superficiais. Áreas próximas a aterros sanitários têm maior possibilidade de contaminação da água subterrânea devido à fonte potencial de poluição: o lixiviado gerado no aterro próximo. Contaminação esta que implica em risco substancial aos usuários locais deste recurso e ao ambiente natural (MOR et al., 2006).

Este trabalho objetivou a avaliação da água subterrânea no entorno do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco, com os objetivos específicos de: i) comparar os valores encontrados com os padrões regulamentados de enquadramento e de consumo humano, verificando se há inconformidades; ii) analisar a existência de contaminação microbiológica e por elementos traço (metais pesados); iii) analisar se a disposição de resíduos sólidos urbanos está impactando as águas sub-superficiais em seu entorno, devido a problemas construtivos ou de operação, ou se foi danificado.

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

O município de Visconde do Rio Branco localiza-se na Zona da Mata, região sudeste do Estado de Minas Gerais, a 295 km da capital Belo Horizonte. Tem área de 243 km² e, em 2010, possuía população de 37.952 habitantes (IBGE, 2010). Pertence à bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, tendo como principais afluentes os rios São Geraldo e São Clemente. A temperatura média anual é 19,4 °C e o índice pluviométrico médio anual é de 1221,4 mm segundo a Assembleia Legislativa do Estado de Minas Gerais (ALMG, 2011), com chuvas concentradas nos meses de outubro a abril (PESSANHA, 2011).

O aterro sanitário do município se localiza a aproximadamente 3 km do centro da cidade, possuindo área de 17 ha. Sua operação teve início no ano de 2004, sendo projetado para vida útil de 15 anos (PESSANHA, 2011). Atualmente são enviadas diariamente ao aterro aproximadamente 25 toneladas de resíduos de origem doméstica.

A geologia local é constituída pelo Complexo Piedade, o qual é composto por biotita-gnaisses, anfibólio-biotita gnaisses, bandados ou foliados (de composição tonalítica, granodiorítica ou até granítica), migmatitos, corpos de anfibolitos, rochas calcissilicáticas (quartzito). Especialmente na área de estudo predominam os hornblenda-biotita gnaisses e os anfibolitos, cuja mineralogia é composta essencialmente por plagioclá-

sio [(Na,Ca)(Al,Si)AlSi₂O₈], quartzo (SiO₂), hornblenda [(Na,Ca)₂(Mg,Fe)₅Si₇AlO₂₂(OH)₂] e biotita [K₂(Mg,Fe,Al)₆(Si,Al)₈O₂₀(OH)₄]. Em relação aos plagioclásios ressalta-se que não foi possível identificar qual o tipo predominante (sódico ou cálcio).

Observando o mapa de Províncias e Subprovíncias Hidrogeológicas do Brasil (Mente, 2008), pode-se afirmar que a região de Visconde do Rio Branco localiza-se dentro da Província Hidrogeológica do Escudo Oriental, na Subprovíncia Sudeste.

Na região ocorrem afloramentos rochosos, cambissolos, latossolos vermelho-amarelos e vermelho-escuros, e argissolo vermelho-amarelo, sendo o último o principal solo encontrado, cobrindo toda a extensão da área estudada (PESSANHA, 2011).

O aterro sanitário conta com sistema de tratamento por lagoas de estabilização, constituído por uma lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, e contém três poços de monitoramento, protegidos superficialmente com uma tampa de PVC e selo sanitário, sendo um a montante e dois a jusante da área de disposição dos resíduos.

Para monitoramento da qualidade da água na área do aterro foram monitorados os três poços instalados, e também três nascentes presentes no local, sendo uma localizada próxima às valas de rejeito – denominada “Nascente 1” e duas que atravessam o fundo das lagoas de tratamento do lixiviado, sendo a que atravessa a lagoa anaeróbia denominada “Nascente A” e a que atravessa a lagoa facultativa denominada de “Nascente F”. Um croqui da área com a identificação dos pontos de monitoramento é apresentado na Figura 1.

Coleta e conservação de amostras

As coletas foram realizadas no período da manhã, entre 09:00 h e 12:00 h, com frequência mensal e em triplicata, no lixiviado, nos poços de monitoramento e nas nascentes. O período de coleta nos poços e nascentes foi de outubro de 2010 a setembro de 2011 e o de coletas de lixiviado foi de setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Foram coletadas amostras de todos os poços de monitoramento, seguindo procedimentos definidos na norma CETESB 6410 da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (1988), exceto pela purga dos poços que ocorreu nos dias anteriores à coleta, com um amostrador descartável (“*bailer*”) apropriado, deixado sob a responsabilidade dos funcionários do aterro, responsáveis pelo procedimento.



Figura 1 - Mapa de localização do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco

Figure 1 - Visconde do Rio Branco Landfill location map

As coletas de água das nascentes foram realizadas com coletor de PVC, lavado com solução de Álcool 70%, enxaguado com água destilada e posteriormente lavado com solução de HNO₃ 1:1 e enxaguado com água destilada.

A coleta de amostras do lixiviado no aterro de Visconde do Rio Branco foi realizada com auxílio de balde de plástico com volume de 6 L, lavado previamente com solução de HCl 1:1, medindo-se também a vazão do lixiviado por método direto, marcando-se o volume e o tempo, com três repetições.

As medições de temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD) e condutividade elétrica (CE), de todas as amostras, foram realizadas em campo, no momento da coleta.

As amostras para análise de metais totais foram armazenadas em frascos de polietileno lavados com água destilada e secos, após 24 horas em repouso em solução de HNO₃ 10%. Para a análise de coliformes totais e *E. coli* as amostras foram coletadas em frascos de vidro de 100 mL previamente esterilizados. Para as análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), as amostras foram armazenadas em frascos de polietileno lavados previamente com solução de HCl 1:1 e enxaguadas com água destilada.

Após a coleta refrigerou-se as amostras em isopor com gelo, à temperatura menor que 4°C

até a chegada ao Laboratório de Controle da Qualidade da Água da Divisão de Água e Esgoto da Universidade Federal de Viçosa - UFV. As amostras para análise de metais foram então acidificadas com HNO₃ concentrado até pH <2, e refrigeradas em temperatura inferior a 4°C, para posterior análise.

Métodos analíticos e metodologia aplicada na análise dos resultados

Para execução das análises, seguiram-se as metodologias descritas no Quadro 1. A altitude dos poços e sua localização geográfica foram definidas com a utilização de GPS Geodésico e a profundidade do nível d'água foi determinada com o auxílio de um medidor de nível eletrônico de determinação do nível de água, marca Solinst, Modelo 101, para a obtenção do sentido do fluxo das águas subterrâneas.

Para o cálculo da direção do fluxo da água subterrânea foi utilizada uma ferramenta online, de livre acesso, para cálculo de avaliação do local – “EPA On-line Tools for Site Assessment Calculation – Hydraulic Gradient: Magnitude and Direction”, disponível no site da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2012), na qual são inseridos dados das coordenadas dos poços e as altitudes do nível d'água, obtendo-se então o sentido do fluxo.

Parâmetro	Método analítico	Referência	
pH	Potenciometria (SM 4500 – H ⁺)	APHA, WEF, AWWA (1998)	
Temperatura	SM 2550		
OD	Método do eletrodo de membrana (4500-O G.)		
Condutividade	Condutivimetria (2510 B)		
DQO	Método Colorimétrico – Refluxo Fechado (SM 5220 D)		
DBO	Incubação por 5 dias a 20°C±1°C (5210 B) e método de Winkler – modificação por azida (SM 4500-O C)		
<i>E. coli</i> e coliformes totais	Substrato Enzimático (cromogênico – fluorogênico) (SM 9223 B)		
Série de Sólidos	Gravimetria (SM 2540 B)		
Metais Totais	Extração - Método 3015 ^a		USEPA (1998).
	Leitura - Método 200.8		USEPA (1994)
Mercúrio total	Método 3112 B	APHA, WEF, AWWA (1998)	

Quadro 1 - Parâmetros analisados, respectivos métodos analíticos e referências

Chart 1 - Parameters, respective analytic methods and references

Na análise dos resultados, comparou-se os dados observados com os limites para águas de consumo humano, definidos na Resolução N° 396/2008 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2008), que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Quando não havia limites estabelecidos na resolução mencionada anteriormente, comparou-se os dados com os da Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da

água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Para análise do impacto das condições climáticas nos resultados encontrados foram levantados os dados da estação pluviométrica mais próxima, com dados disponíveis para acesso, a Estação n° 83642, localizada em Viçosa-MG, a aproximadamente 40 km da área do aterro, sob a responsabilidade da Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2012). A representação gráfica pode ser observada na Figura 2.

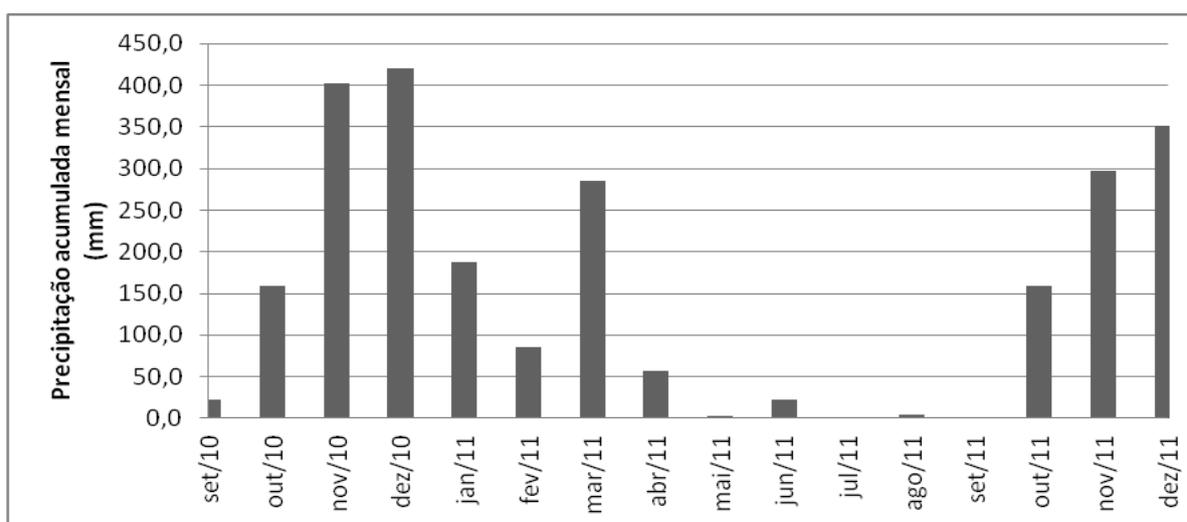


Figura 2 - Pluviosidade na Estação Pluviométrica de Viçosa – MG

Figure 2 - Precipitation at Viçosa Rain Station – MG

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Direção do fluxo de água subterrânea

As profundidades do nível de água (NA) nos poços variaram de: Poço 1: 1,29 m – 2,5 m; Poço 2: 2,82 m – 3,48 m e Poço 3: 0,7 m – 1,1 m. Utilizando-se a ferramenta disponível pela EPA, a direção principal do fluxo da água subterrânea foi calculada em 55,28° em relação ao norte (Figura 3). Essa direção indica que o Poço 1 localiza-se mais a montante que os poços 2 e 3 em relação ao fluxo de água subterrânea, porém, deixa dúvidas quanto à adequabilidade de sua localização, ou seja, se o local onde ele foi implantado encontra-se de fato a montante da área de disposição e, portanto, livre de interferências do aterro. A análise do fluxo, aliada à análise dos resultados a seguir, indica que há possibilidade de contaminação do Poço 1 pelos resíduos dispostos no aterro, ainda que sua comprovação necessitasse de um maior número de poços de monitoramento que corroborassem esta hipótese.

Características do lixiviado e das águas dos poços e nascentes

Na Tabela 1 podem ser observadas as características do lixiviado analisado. Sua vazão de produção durante o período de monitoramento é

mostrada na Figura 4. São representadas em gráficos as séries temporais de pH - Figura 5, manganês (Mn), zinco (Zn), ferro (Fe) e alumínio (Al) - Figura 8, mercúrio (Hg) no lixiviado - Figura 6 e nos poços - Figura 7.

O resumo dos dados de monitoramento nos poços e nascentes é apresentado na Tabela 2 e na Tabela 3.

Não foram detectados teores de cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr) e níquel (Ni) em nenhuma das campanhas realizadas, por isso não são apresentados.

Observa-se que, em geral, o lixiviado apresentou baixas concentrações de metais, exceto pelos metais ferro, alumínio e manganês, naturalmente presentes no solo da região, e que é utilizado como camada de cobertura das células do aterro. Para o Zn, apenas em novembro de 2010, observou-se concentrações elevadas. As maiores concentrações coincidiram com os meses de maiores precipitações. Os meses de novembro e dezembro de 2010, com menor pH, são os meses em que a concentração de Mn, Zn e Fe também são maiores, provavelmente pela maior solubilização de metais devido ao pH ácido do lixiviado.

Tabela 1 - Faixas de valores dos parâmetros monitorados no lixiviado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco

Table 1 - Monitored parameters ranges of values of Visconde do Rio Branco landfill's leachate

Parâmetro	Nº de dados	Média	Mediana	Desv. Pad.	Mín.	Máx.	Quart. Inf.	Quartil sup.
pH	16	8	8	1	6	9	7	8
ST (mg.L ⁻¹)	8	3064	2832	1033	1501	5095	2636	3503
SST (mg.L ⁻¹)	8	23	14	25	12	85	12	17
SDT (mg.L ⁻¹)	8	3041	2821	1014	1482	5010	2620	3490
DQO (mg.L ⁻¹)	14	2488	432	5040	216	14538	377	875
DBO (mg.L ⁻¹)	14	761	46	1883	9	6544	17	267
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	16	263	239	136	94	633	170	314
N-org (mg.L ⁻¹)	16	39	25	39	5	164	17	45
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	16	137417	1510	336987	0	1174000	232	8535
Coliformes totais (NMP/100mL)	16	4723677	309700	12083682	26	44100000	38258	1195250
P-total (mg.L ⁻¹)	10	1	1	0	0	1	0	1



Figura 3 - Imagem do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco com identificação do sistema de lagoas e dos pontos de monitoramento e da direção do fluxo de água subterrânea. Adaptado de uma imagem do Google Earth, março de 2014.

Figure 3 - Visconde do Rio Branco Branco Landfill with ponds system, monitored points location and groundwater flow direction. Adapted from Google Earth image, march 2014.

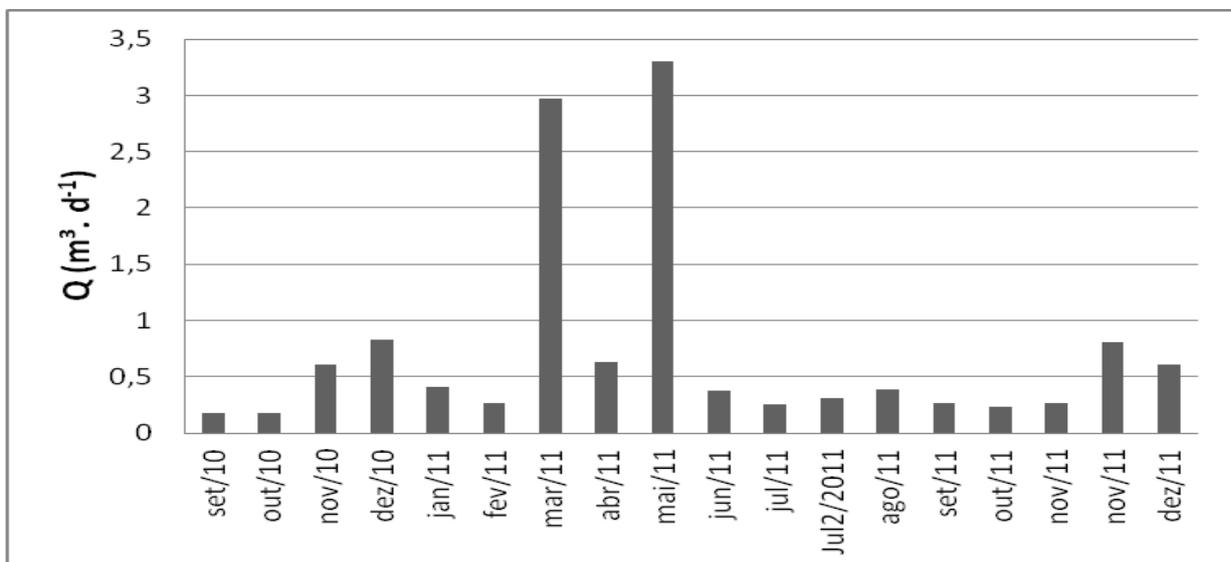


Figura 4 - Produção do lixiviado, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG

Figure 4 - Leachate production at Visconde do Rio Branco Landfill

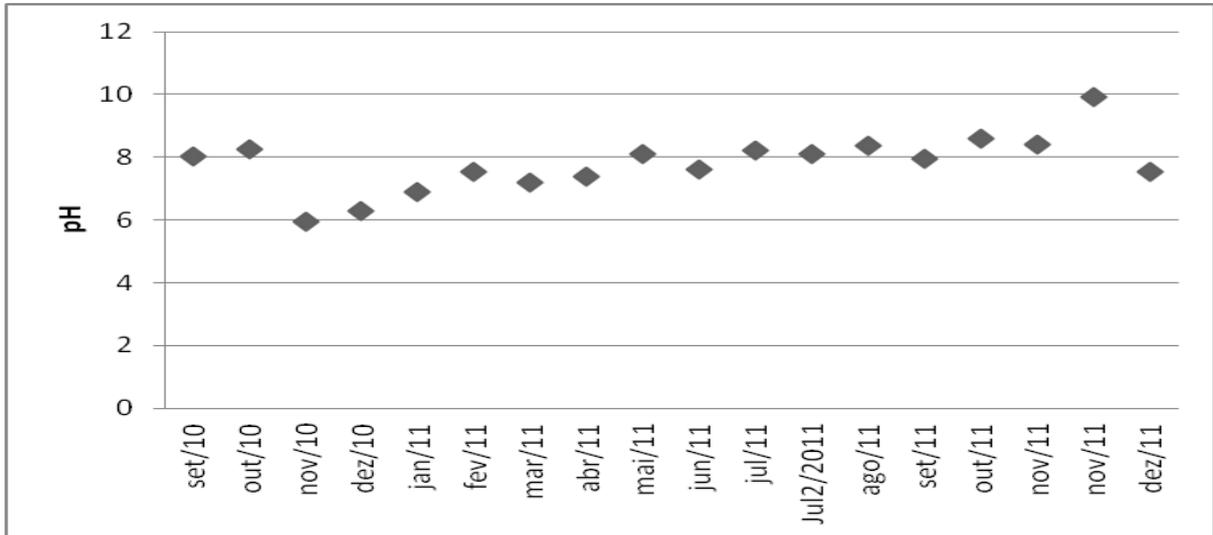


Figura 5 - Valores de pH do lixiviado, aterro de Visconde do Rio Branco – MG

Figure 5 - Leachate pH in Visconde do Rio Branco Landfill – MG

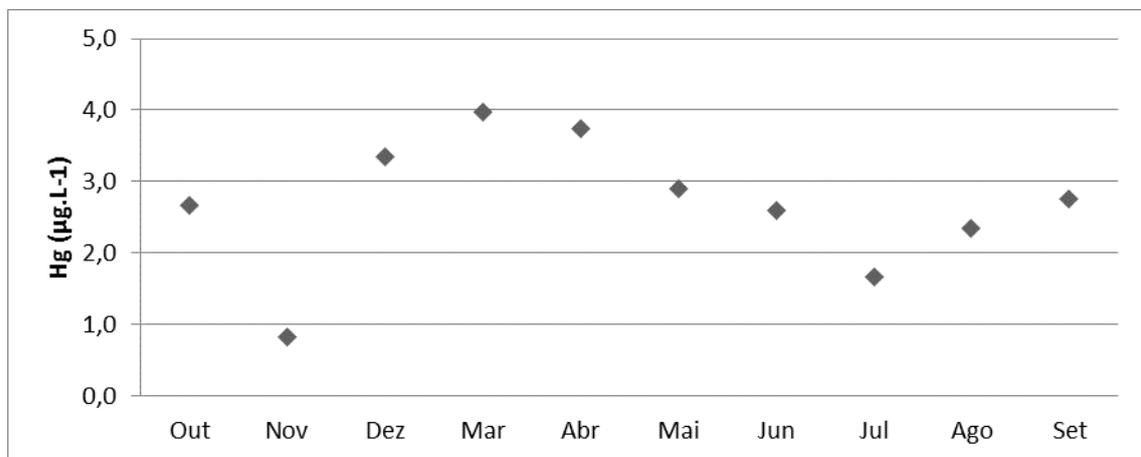


Figura 6 - Concentração de mercúrio no lixiviado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG

Figure 6 - Mercury concentration on leachate of Visconde do Rio Branco Landfill – MG

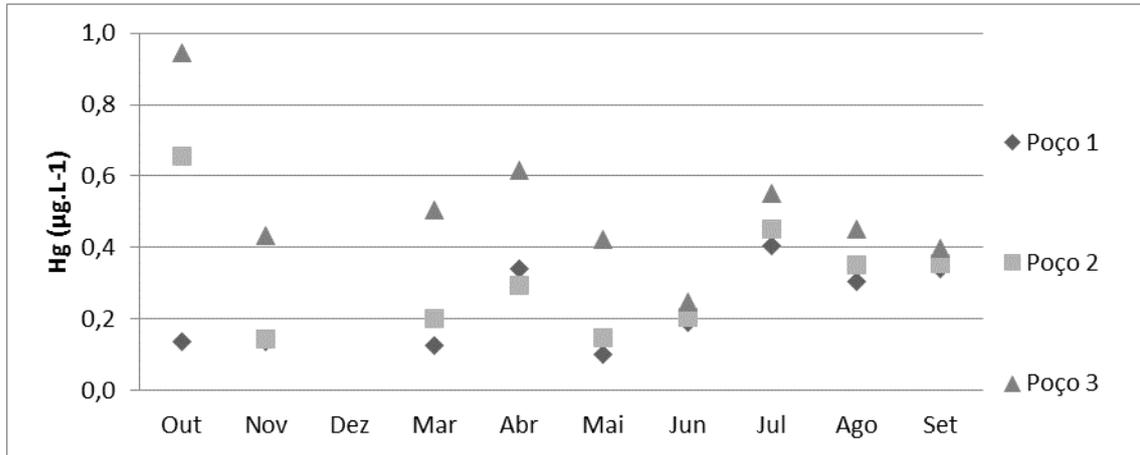


Figura 7 - Concentração de mercúrio nos poços de monitoramento do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG

Figure 7 - Mercury concentration on Visconde do Rio Branco landfill monitoring wells

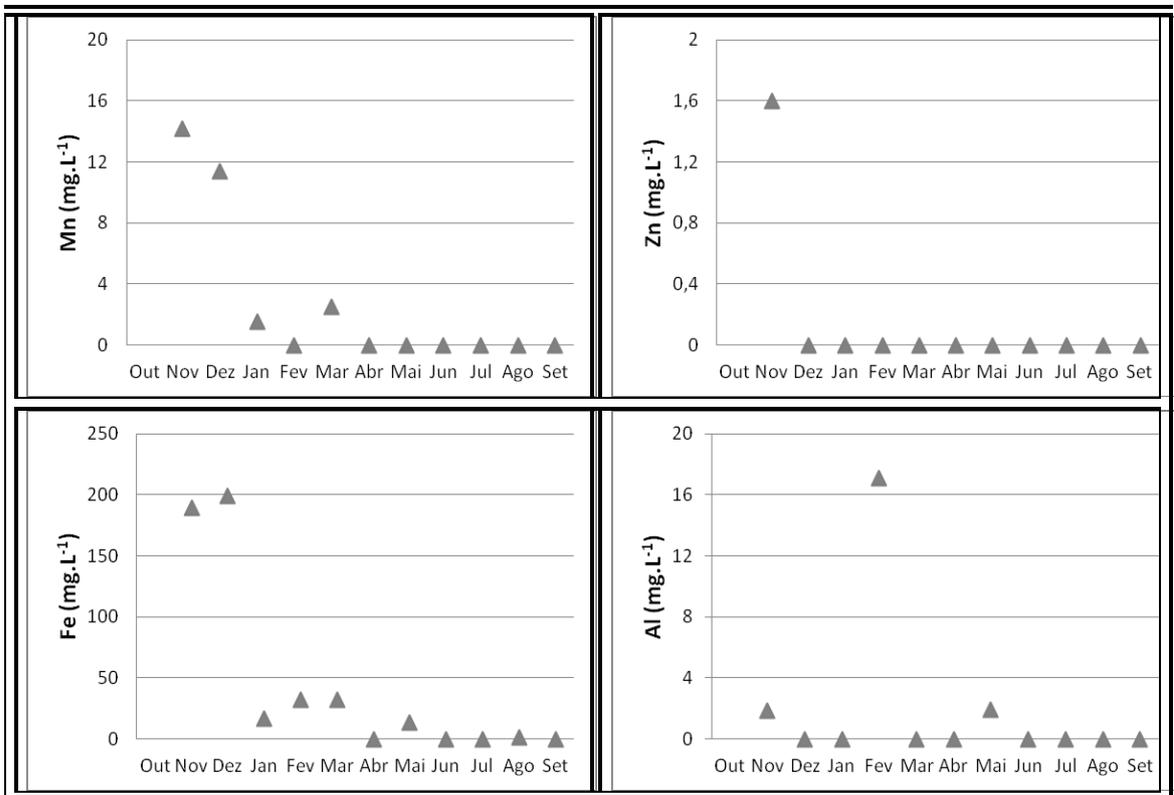


Figura 8 - Concentrações dos elementos manganês, zinco, ferro e alumínio no lixiviado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG

Figure 8 - Manganese, zinc, iron and aluminum on leachate of Visconde do Rio Branco Landfill – MG

Tabela 2 - Síntese dos dados dos poços de monitoramento**Table 2** - Summary of monitoring wells data

Parâmetro	Poço	Nº de dados	Média	Mediana	Desv.Pad.	Mín.	Máx.	Quart. Inf.	Quart. Sup.
pH	1	12	6,46	6,48	0,14	6,20	6,66	6,38	6,55
	2	12	6,44	6,49	0,18	6,01	6,65	6,35	6,54
	3	12	6,30	6,35	0,21	6,03	6,57	6,10	6,45
OD (mg.L ⁻¹)	1	12	4,48	4,69	1,02	2,23	6,15	4,33	4,94
	2	12	2,71	2,15	1,36	1,28	5,14	1,63	4,02
	3	12	2,37	2,35	0,53	1,36	3,15	2,11	2,66
T (°C)	1	12	25,2	25,0	0,8	24,0	26,9	24,9	25,6
	2	12	27,3	27,0	1,0	26,0	29,0	26,5	28,1
	3	12	24,3	24,0	1,5	22,5	26,6	23,2	25,4
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1	12	139,7	128,0	41,4	103,9	262,0	118,9	143,4
	2	12	169,9	160,5	33,8	144,8	270,0	151,9	174,8
	3	12	162,5	59,1	39,7	114,3	264,0	135,5	170,1
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1	12	0,1	0,0	0,3	0,0	1,0	0,0	0,0
	2	12	1,1	0,0	3,8	0,0	13,2	0,0	0,0
	3	12	4,3	0,0	14,5	0,0	50,4	0,0	0,0
Colif. Tot. (NMP/100mL)	1	12	207,2	133,3	213,6	0,0	770,1	102,8	208,8
	2	12	41,7	22,6	61,5	0,0	172,2	0,0	43,5
	3	12	534,2	7,1	1050,3	0,0	2620,0	0,0	196,1
Al (mg. L ⁻¹)	1	11	12,24	1,97	20,29	<LD	51,11	0,00	9,18
	2	11	6,70	0,00	12,79	<LD	37,00	0,00	5,91
	3	11	6,09	2,96	9,10	<LD	30,04	0,60	6,04
Fe (mg. L ⁻¹)	1	11	8,32	0,95	13,28	<LD	39,62	0,28	8,74
	2	11	15,52	15,70	14,39	<LD	50,63	3,25	20,43
	3	11	20,36	20,15	12,51	<LD	41,29	15,66	26,99
Mn (mg. L ⁻¹)	1	11	-	-	-	-	-	-	-
	2	11	1,19	1,25	1,29	<LD	3,41	0,00	2,01
	3	11	5,74	7,22	3,49	<LD	9,48	3,37	8,54
Zn (mg. L ⁻¹)	1	11	0,75	0,00	2,49	<LD	8,25	0,00	0,00
	2	11	0,01	0,00	0,03	<LD	0,10	0,00	0,00
	3*	11	-	-	-	-	-	-	-
Hg (µg.L ⁻¹)	1	9	0,23	0,19	0,12	0,10	0,40	0,14	0,34
	2	9	0,31	0,29	0,17	0,14	0,65	0,20	0,35
	3	9	0,51	0,45	0,19	0,25	0,95	0,42	0,55

*Valores abaixo do limite de detecção (Al <0,02 mg.L⁻¹; Fe < 0,007 mg.L⁻¹; Mn <0,0007 mg.L⁻¹; Zn <0,003 mg.L⁻¹)

Tabela 3 - Média e desvio padrão dos dados de monitoramento das nascentes (1, A: Anaerobia e F: Facultativa)
Table 3 - Mean and standard deviation of the monitoring streams data

Parâmetro	Nascente	Nº de dados	Média	Mediana	Desv. Pad.	Mín.	Máx.	Quart. Inf.	Quart. Sup.
pH	1	12	6,3	6,2	0,5	5,9	7,7	6,0	6,3
	A	12	6,1	6,0	0,3	5,7	6,7	5,8	6,2
	F	12	6,5	6,5	0,3	6,1	7,0	6,2	6,7
OD (mg.L ⁻¹)	1	12	2,27	2,13	0,80	1,33	3,82	1,76	2,74
	A	12	5,05	5,62	1,42	2,21	6,44	4,54	6,03
	F	12	3,76	3,94	0,68	2,23	4,49	3,51	4,27
Temperatura (°C)	1	12	24,8	24,9	1,0	23,0	26,3	24,0	25,4
	A	12	24,6	24,0	1,2	23,0	27,1	23,9	25,3
	F	12	25,6	25,1	1,2	24,0	28,1	25,0	26,0
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1	12	134,7	102,2	78,0	76,8	326,0	81,1	144,8
	A	12	85,6	84,2	7,6	75,4	98,3	79,2	92,3
	F	12	273,8	258,5	50,2	201,0	390,0	253,5	274,5
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1	12	408,4	52,0	828,9	0,0	2260,0	1,0	143,1
	A	12	1,2	0,0	2,4	0,0	6,3	0,0	0,0
	F	12	3,2	0,0	6,4	0,0	17,1	0,0	0,8
Colif. Tot. (NMP/100mL)	1	12	24058,6	9955,0	39427,8	365,4	141360,0	2687,5	27277,5
	A	12	726,0	203,5	1512,3	1,0	5380,0	44,5	592,0
	F	12	109,5	42,6	146,0	1,0	461,1	5,3	165,0
DQO (mg.L ⁻¹)*	1	12	-	-	-	-	-	-	-
	A	12	-	-	-	-	-	-	-
	F	12	-	-	-	-	-	-	-
DBO (mg.L ⁻¹)	1	12	4,52	4,27	3,72	1,19	14,37	2,96	4,69
	A	12	2,57	1,28	2,68	0,36	8,95	1,02	2,68
	F	12	2,39	0,86	4,49	0,40	16,43	0,54	1,88
Al (mg. L ⁻¹)	1	11	6,42	0,74	12,30	<LD	39,68	0,00	5,07
	A*	11	-	-	-	-	-	-	-
Fe (mg. L ⁻¹)	1	11	14,08	6,60	14,41	<LD	35,24	2,83	28,13
	A	11	0,68	0,00	1,42	<LD	4,61	0,00	0,52
Mn (mg. L ⁻¹)	1	11	0,04	0,00	0,14	<LD	0,47	0,00	0,00
	A*	11	-	-	-	-	-	-	-
Zn (mg. L ⁻¹)	1	11	0,01	0,00	0,03	<LD	0,10	0,00	0,00
	A	11	0,02	0,00	0,07	<LD	0,23	0,00	0,00
Hg (µg.L ⁻¹)	1	10	0,84	0,72	0,31	0,45	1,38	0,69	0,96
	A	10	0,38	0,25	0,45	0,03	1,43	0,06	0,40
	F	10	0,86	0,70	0,51	0,47	2,16	0,55	0,92

*Valores abaixo do limite de detecção - LD (DBO <20 mg.L⁻¹; Al <0,02 mg.L⁻¹; Fe < 0,007 mg.L⁻¹; Mn <0,0007 mg.L⁻¹; Zn <0,003 mg.L⁻¹)

Os valores de pH nos poços de monitoramento apresentaram-se dentro da faixa aceitável para consumo humano - pH entre 6 e 9,5, conforme Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). Os valores de pH, estiveram dentro da faixa comum de pH de águas subterrâneas e nascentes – pH entre 5,5 e 8,5 - segundo Santos (2008).

A temperatura nos poços de monitoramento esteve dentro da faixa natural, de acordo com Santos (2008), que relata ser baixa a amplitude térmica anual das águas subterrâneas (1 a 2°C), exceto para os aquíferos freáticos pouco profundos, onde a temperatura se apresenta um pouco superior à da superfície. Houve grande

variação ao longo do ano, o que é justificado pela pequena profundidade dos poços.

O Poço 1, mais a montante (topograficamente) da área de disposição de resíduos, apresentou teores de oxigênio dissolvido (OD) mais elevados que os poços localizados a jusante, em todas as campanhas. Isso pode estar associado à concentração de Fe, visto que o OD é capaz de oxidá-lo (SANTOS, 2008), diminuindo a concentração de OD na água. Ou pode estar associado a uma possível elevação no teor de matéria orgânica presente nos poços a jusante, ocasionando maior consumo de OD para sua degradação, indicando uma possível contaminação causada pelo aterro sanitário, que não pode ser confirmada pela au-

sência de análises de matéria orgânica nesses pontos.

A Nascente 1, mais próxima das células de resíduos, foi a que apresentou menores quantidades de OD em quase todas as campanhas, o que provavelmente ocorreu devido à maior contaminação por matéria orgânica, observada pela maior DBO. Como era uma nascente sem proteção superficial, em grande parte das coletas, sua surgência estava repleta de sacos plásticos advindos da área de disposição, o que pode indicar que a contaminação tenha ocorrido somente na saída da nascente, não sendo uma amostra real da água subterrânea advinda do aquífero.

Em geral, os valores de condutividade elétrica (CE) foram menores para o Poço 1, a montante, seguido pelos Poços 2 e 3. O aumento da CE pode estar associado à dissolução natural de íons, advindos do próprio solo local ou devido à percolação de lixiviado que solubiliza alguns elementos presentes no solo, carreando-os conjuntamente e fazendo com que esses atinjam o lençol freático.

A Nascente "A" apresentou baixos valores de CE em todas as campanhas. Os maiores valores ocorreram na Nascente "F" que apresentou média de $276 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Pelo fato de estar localizada abaixo da lagoa facultativa, pode ser que um possível vazamento, propiciando a lixiviação de elementos contidos no efluente da própria lagoa bem como solubilização de íons do solo, tenha alterado sua qualidade. Isso não pode ser verificado no presente estudo.

Somente no mês de novembro de 2010 foram detectadas *E. coli* nos Poços 2 e 3, evento provavelmente associado às primeiras precipitações que afetaram a qualidade e a vazão do lixiviado favorecendo sua infiltração e percolação, atingindo o lençol freático. Comparando-se com os dados de Pessanha (2011), as maiores concentrações de *E. coli* aconteceram no mês de dezembro, também associado à maior precipitação nesse período. Esta contaminação está certamente associada à inadequada disposição dos resíduos, visto que não há possibilidade de contaminação superficial dos poços de monitoramento.

A Nascente 1 foi a mais contaminada tanto por *E. coli* quanto por coliformes totais, certamente pelo fato de ser a mais exposta e por estar mais próxima à vala de resíduos, indicando a alta vulnerabilidade dessa nascente.

Os valores de coliformes totais apresentaram inconformidades na maioria dos meses, principalmente no Poço 1, a montante do aterro, apesar de o Poço 3, a jusante do mesmo, apresentar concentrações elevadas em duas campanhas.

As maiores concentrações de Al foram observadas no Poço 1 - a montante da área de disposição, nos meses de março e maio de 2011. As concentrações encontradas, entretanto, não são problemáticas.

Elevados teores de Fe eram esperados devido à própria composição do solo. Como observado por Caires (2009), esses solos apresentam, comumente, elevados teores naturais de ferro, relatando uma faixa natural de 7,49 a 72,98 g Fe kg^{-1} de argissolo. Pessanha (2011), estudando a mesma área, relatou elevadas concentrações de ferro em amostras de água dos poços de monitoramento.

Os teores de Mn trazem preocupação pelo fato de terem sido detectados somente nos poços a jusante da área de disposição, o que poderia indicar uma possível contaminação devido ao aterro sanitário. Entretanto, as elevadas concentrações podem ser de ocorrência natural visto que há fragmentos de rocha dispersos pela área de disposição, principalmente próximos à área onde se localizam os poços 2 e 3. Como o Mn é um elemento geralmente associado ao Fe (Santos, 2008), e que apresenta faixa de concentrações bem amplas em argissolos em Minas Gerais (Caires, 2009), a concentração, muito superior à concentração máxima recomendada para consumo humano, na água subterrânea pode ser consequência natural devido à própria lixiviação do solo local.

Há também a possibilidade de contaminação pelo lixiviado, com aumento da solubilidade do Mn, e aumento da concentração na água subterrânea. Mor et al. (2006) chamam a atenção para a redução de Fe e Mn pelo lixiviado, aumentando sua solubilidade. É interessante observar que as concentrações de Mn são maiores em períodos de maior pluviosidade, coincidindo com a maior produção de lixiviado pelo aterro sanitário, o que pode ter causado essa elevação no teor de Mn nesse período. Pessanha (2011), analisando amostras dos mesmos locais, encontrou valores muito superiores, chegando à ordem de $49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Mn, nos poços 2 e 3, em campanhas diferentes.

Foram detectadas baixas concentrações de Zn, exceto pela campanha de fevereiro, em que o Poço 1 apresentou valor de $8,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ou seja, concentração superior à permitida para consumo humano que é de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Pessanha (2011) detectou baixas concentrações de Zn em todas as campanhas. É possível que a pluviosidade ocorrida naquele período, aliada ao solo saturado pelas chuvas anteriores, tenha permitido a percolação de Zn, atingindo as águas subterrâneas, já que se tem conhecimento de que há lançamento de pilhas e outros materiais que contêm zinco em sua com-

posição no aterro sanitário. No entanto, considerando que os teores de zinco no lixiviado, no mesmo período, mostram concentrações baixas, inferiores a $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$, este dado pode ser considerado algo atípico.

Os poços de monitoramento apresentaram baixos teores de Hg, crescentes de montante para jusante da área de disposição. As nascentes apresentaram elevados teores, inclusive acima do limite estabelecido para consumo humano – $1 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Nos meses chuvosos as concentrações de Hg foram maiores na Nascente “F”, mostrando-se a mais contaminada. A Nascente 1 também apresentou contaminação elevada, porém sobressaindo-se em períodos secos, talvez pela maior exposição da sua saída, como já comentado anteriormente. Não há dados que possam sugerir a presença natural de Hg nessa área, sugere-se então que essa contaminação tem origem nos resíduos sólidos depositos no aterro.

CONCLUSÕES

A comparação dos dados obtidos, tanto nos poços de monitoramento quanto nas nascentes, com os parâmetros de qualidade de águas subterrâneas e para consumo humano indicam que esta água está fora dos parâmetros adequados, apresentando diversas inconformidades, inclusive

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, DC, 1998.

ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE MINAS GERAIS - ALMG. Municípios mineiros. Disponível em: <<http://www.almg.gov.br/index.asp?grupo=estado&diretorio=munmg&arquivo=municipios>> . Acesso em: 17 mar. 2011.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria N° 2.914, de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/visualiza/index.jsp?data=14/12/2011&jornal=1&pagina=39&totalArquivos=192>>. Acesso em: 29 jan. 2012.

CAIRES, S. M. Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos do estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de valores de referência de qualidade. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, MG, 321p. 2009.

CAPELO NETO, J.; CASTRO, M. A. H. Simulação e avaliação do desempenho hidrológico da drenagem horizontal de percolado em aterro sanitário. Engenharia

com contaminação por elementos de origem antrópica como mercúrio e *E. coli*. Os indícios de contaminação do lençol freático são mais evidentes nos períodos chuvosos, quando há maior produção de lixiviado, com elevação dos parâmetros CE, *E. coli*, manganês e mercúrio, de montante para jusante, indicando que há lixiviação de matéria orgânica e outros contaminantes, atingindo a água subterrânea. O mesmo pode-se dizer das nascentes presentes no local.

A disposição de resíduos sólidos urbanos, da maneira como está sendo realizada, está impactando a qualidade das águas subterrâneas. A coleta do lixiviado, a impermeabilização e a cobertura das células podem estar sendo ineficientes, propiciando ao lixiviado atingir o solo e consequentemente as águas subterrâneas. Sugere-se maior controle na impermeabilização e no encerramento das células, bem como do sistema de drenagem, para que todo lixiviado produzido seja de fato encaminhado às lagoas de tratamento.

Estudos de caracterização da qualidade da água subterrânea anteriores à instalação de empreendimentos possivelmente impactantes, como é o caso dos aterros sanitários, devem ser realizados e incentivados para que assim possa ser feita uma melhor avaliação do impacto do empreendimento, comparando-se os teores antes e após a sua implantação.

Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 3, jul-set 2005, p. 229-235.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. [Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas – Norma 6410. CETESB, São Paulo, 1988.](#)

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA N° 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>>. Acesso em: 29 jan. 2012.

FEITOSA, F.A.C.; FILHO, J.M. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 2^a ed. CPRM Serviço Geológico do Brasil. LABHID-UFPE. Fortaleza, 2000.

FILHO, J. M. Contaminação das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C. (Coord.) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3^a ed. - Revisada e Ampliada. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. Cap. 5.3, p. 381-404.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa nacional de saneamento básico, 2008. IBGE, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/con>

[dicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf](#)> Acesso em: 15 Set. 2010.

MENTE, A. A água subterrânea no Brasil. In: FEITOSA, F. A. C. (Coord.) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3ª ed. - Revisada e Ampliada. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. cap. 2.1, p. 31-48.

MOR, S.; RAVINDRA, K.; DAHIYA, R. P.; CHANDRA, A. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*. Nova Délhi, Índia, n. 118, p. 435 – 456, 2006.

PESSANHA, A. O. S. Avaliação da contaminação por metais pesados das águas subterrâneas no entorno do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 83p. 2011.

SANTOS, A. C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C. (Coord.) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3ª ed. - Revisada e Ampliada. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. cap. 5.1, p. 325-357.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Method 200.8 - Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry. Cincinnati, Ohio. 1994.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Method 3015a - Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. USEPA. 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. EPA Ferramentas online para cálculo de avaliação do local. Disponível em: <<http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/gradient4plus-ns.html>>. Acesso em: 04 fev. 2012.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. Dados pluviométricos da Estação da UFV. Período de outubro de 2010 a julho de 2011. Acesso em janeiro de 2012.