

CLÁUDIA YUKIE NAKAMURA

ESTUDO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO
TRATAMENTO DE LIXIVIADO E DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO
ENTORNO DE ATERROS SANITÁRIOS EM MINAS GERAIS

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2012

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

N163e
2012

Nakamura, Cláudia Yukie, 1986-

Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais / Cláudia Yukie Nakamura. – Viçosa, MG, 2012.
xix, 125f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Eduardo Antonio Gomes Marques.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Aterro sanitário. 2. Águas subterrâneas - Contaminação. 3. Lagoas de estabilização. 4. Resíduos sólidos. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 628.2

CLÁUDIA YUKIE NAKAMURA

**ESTUDO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO
TRATAMENTO DE LIXIVIADO E DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO
ENTORNO DE ATERROS SANITÁRIOS EM MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 25 de abril de 2012.

Ann Honor Mounteer

Liséte Celina Lange

Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Coorientador)

Eduardo Antonio Gomes Marques
(Orientador)

A DEUS, fonte da minha vida, força e fé;

*Aos meus queridos antepassados que me proporcionaram fazer parte desta
família maravilhosa;*

Aos meus pais: Cláudio e Élvia, pelo imenso amor, compreensão e incentivo;

*Aos meus irmãos: Fábio, Éder e Anderson, pelo amor e apoio em todos os
momentos;*

Ao Allan, por todo carinho, companheirismo e paciência.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade em cursar o Mestrado.

À Fundação Estadual de Meio Ambiente – FEAM pela concessão de recursos financeiros para o desenvolvimento deste trabalho e pelo incentivo às pesquisas e projetos com vistas à melhoria desse nosso bem tão valioso, o meio ambiente.

Ao Departamento de Engenharia Civil e à Divisão de Água e Esgoto da UFV, especialmente aos funcionários Luís Eduardo, Raimundo, Liliane, Sebastião, Silvério, Cilene, Cristina, Grazi, Isabela e Camila por todo apoio e amizade.

Ao Departamento de Solos da UFV, especialmente aos professores Jaime, Walter e Igor, ao amigo Renato Veloso, e aos técnicos Mário e Carlinhos pelo auxílio e amizade.

À Prefeitura Municipal de Visconde do Rio Branco, especialmente aos funcionários Maurício, Mauro e Dedé pela ajuda incondicional e amizade.

À Prefeitura Municipal de Barão de Cocais, especialmente aos funcionários Nivaldo, José Luís, Marcelo, Micheline, Gizele e Virgínia.

Ao Professor Eduardo, exemplo de dedicação ao trabalho e à conduta de um verdadeiro educador. Amigo e companheiro, sempre disponível para esclarecimentos e apoio inegável. Muito obrigada pela sua amizade e por tudo que aprendi nesses dois anos.

Ao Professor Rafael, pelos ensinamentos e confiança. Obrigada pelas valiosas orientações.

À toda equipe do Projeto Minas Sem Lixões, especialmente aos Professores Roberto e Joel, Prof^a Izabel, à Prof^a Mônica, às amigas Ana Amélia Tinoco, Luana Andrade, Thaís Felicori e Cris Figueiredo e a todos os demais amigos e amigas.

Às professoras Ann, Ana Augusta, Maria Lúcia e Prof. Bohnenberger, por todo apoio e ensinamento em diversos momentos ao longo destes anos.

Aos professores Paulo Roberto Cecon e Gilberto Sediyaama pela imensa ajuda.

Aos meus amigos da pós: Cátia Martins, Marcus Vinícius, Bruno Silva, Natália Rezende, Ismarley Lage, Priscila Conceição, Ângela Campanha, Gustavo Franco, Demétrius Viana, Aníbal Santiago, Vinícius Carvalho, Samuel Carneiro, Deborah Magalhães, Elisa Dias, Adriana Magalhães, Patrícia Cunha, Luíza Betim, Renata Minhoni, Rafael Nunes, Adonai Fineza e todos aqueles de alguma forma contribuíram para meu amadurecimento profissional. Especialmente, Mariana Deusdará, Edgard Dias, Tiago Brito e Endrik Nardotto que compartilharam comigo seus conhecimentos, auxiliando e aconselhando para melhoria deste estudo.

Aos futuros engenheiros ambientais: Pâmela Beccalli, Tatiana Oda, Lígia Lima e Renan Silva, que trabalharam competentemente e colaboraram para a concretização deste trabalho. Ao amigo e companheiro de viagens e coletas, Mateus Vieira, pela imensa ajuda.

Aos meus familiares próximos, pela alegria da convivência e apoio, e aos distantes, pelo carinho e torcida para a conclusão desta etapa.

A todos os amigos e amigas que, mesmo distante, me apoiaram para o cumprimento desta etapa.

A todos os professores que participaram da minha formação, desde o pré até o ensino médio. Vocês foram muito importantes!

À natureza que sempre foi gentil, permitindo-nos realizar o nosso trabalho.

A todos os pesquisadores e pesquisadoras que, com seus artigos, teses e dissertações, aumentaram o meu conhecimento e fizeram com que fosse possível a realização deste projeto.

E a todos aqueles que contribuíram de alguma forma para que este mestrado fosse concretizado.

BIOGRAFIA

Cláudia Yukie Nakamura, filha de Cláudio Fujio Nakamura e Élvia Satie Kikuchi Nakamura, nasceu em 30 de agosto de 1986, em Virgem da Lapa – MG.

Iniciou seus estudos na Escola Estadual Catulo Cearense, na cidade onde nasceu. Na quarta série do ensino fundamental se mudou para Araçuaí - MG e passou a estudar no Colégio Nazareth, até concluir o ensino médio em dezembro de 2003.

Em março de 2004 iniciou o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa – MG, graduando-se em janeiro de 2009.

Em março de 2010 ingressou no curso de Mestrado em Engenharia Civil, com ênfase em Geotecnia Ambiental, na mesma instituição, submetendo-se à defesa de dissertação em abril de 2012.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE QUADROS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIATURAS.....	xv
RESUMO.....	xviii
ABSTRACT.....	xix
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2 AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	3
2.1 Introdução.....	3
2.1.1 Objetivos.....	4
2.2 Revisão bibliográfica.....	6
2.2.1 Características do lixiviado de aterros sanitários.....	6
2.2.2 Tratamento de lixiviado de aterros sanitários em lagoas de estabilização.....	10
2.3 Material e métodos.....	23
2.3.1 Características do local de estudo.....	23
2.3.2 Descrição do sistema de tratamento.....	24
2.3.2 Coleta e conservação de amostras.....	25
2.3.3 Análises laboratoriais.....	27
2.3.4 Análise dos dados.....	30
2.4 Resultados e discussão.....	32
2.4.1 Caracterização geral quali-quantitativa do lixiviado.....	32
2.4.2 Comportamento dos constituintes e características do lixiviado no sistema de lagoas.....	36
2.4.3 Considerações acerca dos parâmetros de dimensionamento e do funcionamento real do sistema de tratamento.....	55
2.5 Conclusões.....	59
2.6 Referências bibliográficas.....	61
3 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ENTORNO DOS ATERROS SANITÁRIOS DE BARÃO DE COCAIS E VISCONDE DO RIO BRANCO, MINAS GERAIS.....	66
3.1 Introdução.....	66
3.1.1 Objetivos.....	67
3.2 Revisão bibliográfica.....	68

3.2.1 Águas subterrâneas.....	68
3.2.2 Disposição de resíduos sólidos urbanos	70
3.2.3 Elementos traço e consequências para a saúde humana.....	72
3.2.4 Casos de contaminação de água subterrânea por elementos traço em áreas de disposição de RSU	77
3.3 Materiais e métodos	79
3.3.1 Caracterização do local de estudo: aterro sanitário de Barão de Cocais – MG	79
3.3.2 Caracterização do local de estudo: aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG	82
3.3.3 Coleta e conservação de amostras	83
3.3.4 Metodologia e análises realizadas	86
3.3.5 Análise dos dados	88
3.4 Resultados e discussão.....	90
3.4.1 Aterro sanitário de Barão de Cocais	90
3.4.1.1 Avaliação de amostras de solo local.....	90
3.4.1.2 Fluxo da água subterrânea.....	91
3.4.1.3 Parâmetros de qualidade da água	93
3.4.2 Aterro sanitário de Visconde do Rio Branco	101
3.4.2.1 Características do lixiviado	101
3.4.2.2 Fluxo da água subterrânea.....	102
3.4.2.3 Parâmetros de qualidade da água	103
3.5 Conclusões.....	115
3.6 Referências bibliográficas	118
4 CONCLUSÕES GERAIS	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Variação da composição de esgoto sanitário e lixiviados de aterros sanitários brasileiros	9
Tabela 2.2: Taxas de aplicação volumétrica recomendadas para projeto de lagoas anaeróbias em função da temperatura.....	13
Tabela 2.3: Eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias em função da temperatura.....	14
Tabela 2.4: Características do lixiviado produzido no aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	34
Tabela 2.5: Características do efluente tratado no sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011	35
Tabela 2.6: Relação DBO ₅ /DQO do lixiviado produzido no aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a dezembro de 2011.....	45
Tabela 2.7: Concentrações dos metais nos lodos das lagoas anaeróbia e facultativa, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2011	54
Tabela 2.8: Padrão de lançamento de efluentes e características do efluente final tratado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG.....	55
Tabela 3.1: Teores médios (mg Kg ⁻¹) de alguns metais em amostras de solo da região próxima ao aterro sanitário de Barão de Cocais.....	90
Tabela 3.2: Teores médios (mg Kg ⁻¹) de alguns metais pesados em solos do estado de Minas Gerais	90
Tabela 3.3: Faixa de valores (mínimo e máximo) de teores naturais de alguns metais em diferentes classes de solos, no estado de Minas Gerais	91
Tabela A.1: Limites de quantificação dos elementos traço	125
Tabela A.2: Limites de detecção e de quantificação dos elementos traço no solo analisado	125

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1: Destino final dos resíduos sólidos por unidade de destino dos resíduos	3
Quadro 2.2: Variáveis analisadas ao longo do período de monitoramento.....	28
Quadro 2.3: Variáveis analisadas, respectivos métodos analíticos e referências....	29
Quadro 3.1: Parâmetros analisados, respectivos métodos analíticos e referências.	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Lagoa anaeróbia, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG. ...	24
Figura 2.2: Lagoa facultativa, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG. ...	24
Figura 2.3: Representação esquemática do sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, com indicação dos pontos de coleta de amostras.....	26
Figura 2.4: Representação da pluviosidade durante o período de outubro de 2010 a julho de 2011, na Estação Pluviométrica de Viçosa - MG.....	31
Figura 2.5: Produção do lixiviado, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	32
Figura 2.6: Valores de pH no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.	36
Figura 2.7: Variação dos valores de pH no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	37
Figura 2.8: Valores de temperatura no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	38
Figura 2.9: Variação dos valores de temperatura no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	38
Figura 2.10: Concentrações de sólidos dissolvidos e em suspensão no lixiviado (Lix.) e nas lagoas anaeróbia (L.A.) e facultativa (L. F.), aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, junho a dezembro de 2011.....	39
Figura 2.11: Variação dos valores de condutividade elétrica no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	39
Figura 2.12: Valores de condutividade elétrica no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	40
Figura 2.13: Variação dos valores de sólidos dissolvidos no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, junho de 2011 a dezembro de 2011.	40
Figura 2.14: Variação dos valores de sólidos em suspensão totais no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, junho de 2011 a dezembro de 2011.....	41
Figura 2.15: Valores de DQO total no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a abril de 2011.....	42
Figura 2.16: Valores de DQO total no lixiviado e DQO solúvel no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, maio a dezembro de 2011.	42

Figura 2.17: Variação dos valores de DQO total no lixiviado e da DQO solúvel no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	43
Figura 2.18: Valores de DBO total no lixiviado, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	44
Figura 2.19: Valores de DBO total e solúvel no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, maio de 2011 a dezembro de 2011.	44
Figura 2.20: Variação dos valores de DBO total no lixiviado e de DBO solúvel nas lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	45
Figura 2.21: Valores de oxigênio dissolvido no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	46
Figura 2.22: Variação dos valores de oxigênio dissolvido no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.	47
Figura 2.23: Série temporal de nitrogênio orgânico e amoniacal no lixiviado e no sistema Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa, relativa ao período seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a outubro de 2011. ...	48
Figura 2.24: Série temporal de nitrogênio orgânico e amoniacal no lixiviado e no sistema Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa, relativa ao período chuvoso, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a dezembro de 2011.	49
Figura 2.25: Variação dos valores de nitrogênio amoniacal e orgânico no lixiviado e nas lagoas de estabilização, nos períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a dezembro de 2011.....	49
Figura 2.26: Valores de fósforo no lixiviado e nas lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, fevereiro de 2011 a dezembro de 2011.	50
Figura 2.27: Variação dos valores de fósforo no lixiviado e nas lagoas de estabilização, nos períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, fevereiro a dezembro de 2011.	50
Figura 2.28: Valores de coliformes totais no lixiviado e nas lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a dezembro de 2011.	51
Figura 2.29: Valores de <i>E. coli</i> no lixiviado e nas lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a dezembro de 2011.	51
Figura 2.30: Comportamento das populações de coliformes totais no lixiviado e na série de lagoas nos períodos chuvoso e seco.	52
Figura 2.31: Comportamento das populações de <i>E. coli</i> no lixiviado e na série de lagoas nos períodos chuvoso e seco.....	53
Figura 2.32: Comportamento dos elementos manganês, zinco, ferro e alumínio no lixiviado e nos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa durante o período de outubro de 2010 e outubro de 2011.....	54

Figura 2.33: Variação das taxas de aplicação volumétrica na lagoa anaeróbia e superficial na lagoa facultativa, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.....	57
Figura 3.1: Caracterização esquemática das zonas não saturada e saturada no subsolo. Fonte: Borghetti <i>et al.</i> , 2004.....	69
Figura 3.2: Aterro Sanitário de Barão de Cocais: identificação do sistema de lagoas e dos pontos de monitoramento. Fonte: Google Earth (2012).....	80
Figura 3.3: Aterro sanitário de Visconde do Rio Branco: identificação do sistema de lagoas e dos pontos de monitoramento. Fonte: Google Earth (2012).....	83
Figura 3.4: Local de coleta das amostras de solo. Fonte: Google Earth (2012).....	85
Figura 3.5: Amostras 1a e 1b coletadas.....	85
Figura 3.6: Amostra 2 coletada e respectivo perfil de amostragem.....	86
Figura 3.7: Representação da pluviosidade durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011, na Estação Pluviométrica de Peti.	89
Figura 3.8: Representação da direção do fluxo da água subterrânea, aterro sanitário de Barão de Cocais – MG. Fonte: Google Earth (2012).....	92
Figura 3.9: Valores de pH nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição, e limites para consumo humano estabelecidos na Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	93
Figura 3.10: Valores de oxigênio dissolvido nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição, e limite para Águas Doces Classe II, segundo a Resolução CONAMA N°357/2005 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	94
Figura 3.11: Valores de temperatura nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	95
Figura 3.12: Valores de condutividade elétrica nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	95
Figura 3.13: Valores de <i>E. coli</i> nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição, e limite de <i>E. coli</i> para Águas Doces Classe II, segundo a Resolução CONAMA N°357/2005 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	96
Figura 3.14: Valores de coliformes totais nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	97
Figura 3.15: Valores de DBO no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	97
Figura 3.16: Concentrações de alumínio nos poços de monitoramento e limites para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	98
Figura 3.17: Concentrações de chumbo nos poços de monitoramento e limites para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	99

Figura 3.18: Concentrações de ferro nos poços de monitoramento e limite para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	100
Figura 3.19: Concentrações de mercúrio nos poços de monitoramento e córrego, e limites para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	101
Figura 3.20: Representação da direção do fluxo da água subterrânea, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco - MG. Fonte: Google Earth (2012).	102
Figura 3.21: Valores de pH nos poços de monitoramento e limites para consumo humano estabelecidos na Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	103
Figura 3.22: Valores de pH nas nascentes e limites para consumo humano estabelecidos na Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	103
Figura 3.23: Valores de oxigênio dissolvido nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	104
Figura 3.24: Valores de oxigênio dissolvido nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	105
Figura 3.25: Valores de temperatura nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	105
Figura 3.26: Valores de temperatura nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	106
Figura 3.27: Valores de condutividade elétrica nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	106
Figura 3.28: Valores de condutividade elétrica nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	107
Figura 3.29: Valores de DBO nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	108
Figura 3.30: Valores de <i>E. coli</i> nos poços de monitoramento e limite para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	108
Figura 3.31: Valores de <i>E. coli</i> nas nascentes e limite para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	109
Figura 3.32: Valores de coliformes totais nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	109
Figura 3.33: Valores de coliformes totais nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.....	110
Figura 3.34: Concentrações de alumínio nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.	111

Figura 3.35: Concentrações de ferro nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.	111
Figura 3.36: Concentrações de manganês nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.	113
Figura 3.37: Concentrações de zinco nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.	113
Figura 3.38: Concentrações de mercúrio nos poços de monitoramento e nascentes, e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.	114

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIATURAS

A = área requerida da lagoa

B = largura da lagoa (m)

C = comprimento da lagoa (m)

d = número de dispersão (adimensional)

DBO_{efl} = concentração de DBO total efluente ($mg L^{-1}$)

H = profundidade da lagoa (m)

K = coeficiente de remoção de DBO (d^{-1})

K_{20} = coeficiente de remoção de DBO na temperatura do líquido de 20 °C (d^{-1})

K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

K_{bt} = coeficiente de decaimento bacteriano em uma temperatura do líquido T (d^{-1})

K_T = coeficiente de remoção de DBO em uma temperatura do líquido T (d^{-1})

L = carga de DBO total afluente ($kg DBO_5 d^{-1}$)

Ls – taxa de aplicação superficial ($kg DBO_5 ha^{-1} d^{-1}$)

Lv = taxa de aplicação volumétrica ($kg DBO_5 m^{-3} d^{-1}$)

N = contagem de coliformes no efluente (organismos por 100 ml)

No = contagem de coliformes no afluente (organismos por 100 ml)

NMP = número mais provável

Q = vazão média afluente ($m^3 d^{-1}$)

S = concentração de DBO solúvel efluente ($mg L^{-1}$)

S_0 = concentração de DBO total afluente ($mg L^{-1}$)

T = temperatura (°C)

t = tempo de detenção hidráulica (d)

U = velocidade média de percurso no reator ($m d^{-1}$)

V = volume da lagoa (m^3)

θ = coeficiente de temperatura ($\approx 1,07$)

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

Al - alumínio
Cd – cádmio
CE – condutividade elétrica
CEMIG - Companhia Energética do Estado de Minas Gerais
COT – Carbono orgânico total
Cr – cromo
CT – coliformes totais
Cu – cobre
DAG UFV - Divisão de Água e Esgotos da Universidade Federal de Viçosa
DBO - demanda bioquímica de oxigênio
DQO – demanda química de oxigênio
E. coli – Escherichia coli
Fe – ferro
FVMP - Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis
Hg - mercúrio
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LCQA - Laboratório de Controle da Qualidade da Água
LQ - limite de quantificação
Mn – Manganês
ND – não detectado
NR – não realizado
Ni – níquel
N-NH₃ – nitrogênio amoniacal
N-NO₃ – nitrato
N-org – nitrogênio orgânico
NTK – nitrogênio total Kjeldahl
OD – oxigênio dissolvido
P – fósforo
PEAD – Polietileno de alta densidade

Pb – chumbo

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

RSU - resíduos sólidos urbanos

SDT – sólidos dissolvidos totais

Sisnama – Sistema Nacional do Meio Ambiente

SNVS – Sistema Nacional de Vigilância Sanitária

SST – sólidos em suspensão totais

ST – sólidos totais

Suasa – Sistema Único de Atenção à Sanidade Agropecuária

TDH – tempo de detenção hidráulica

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Zn – zinco

RESUMO

NAKAMURA, Claudia Yukie, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2012. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais.** Orientador: Eduardo Antonio Gomes Marques. Coorientadores: Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Izabel Christina d'Almeida Duarte de Azevedo.

Este trabalho teve como um dos objetivos o estudo do tratamento do lixiviado de um aterro sanitário em Visconde do Rio Branco-MG em um sistema de lagoas de estabilização. Durante dezesseis meses foram monitorados a vazão de produção de lixiviado e as seguintes variáveis no lixiviado bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa (em série): pH, temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, *E. coli*, coliformes totais (CT), sólidos, P, Al, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mn, Hg e Zn. O lixiviado apresentou ampla variabilidade de produção e em suas características. Constatou-se que o sistema se encontra superdimensionado, funcionando com amplas folgas em relação ao projeto original. Durante vários meses não houve alimentação da lagoa facultativa e, por conseguinte, lançamento de efluente tratado no corpo receptor. Em geral, à exceção das bactérias do grupo coliformes, o sistema apresentou elevada eficiência de remoção dos constituintes do lixiviado e, quando houve lançamento de efluente final tratado, este se adequava aos limites regulamentados. O trabalho objetivou também a avaliação da qualidade da água subterrânea e superficial no entorno de dois aterros sanitários em Minas Gerais (Visconde do Rio Branco e Barão de Cocais), tendo sido analisadas amostras de poços de monitoramento já existentes, do córrego à jusante de um dos aterros, e das nascentes na área do outro. Durante um ano, foram monitoradas as seguintes variáveis: pH, T, OD, CE, *E. coli*, CT, Al, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mn, Hg e Zn nos poços e, além destes, a DBO do córrego e das nascentes. Houve indícios de contaminação do lençol freático, com alterações mais evidentes em períodos chuvosos.

ABSTRACT

NAKAMURA, Claudia Yukie, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2012. **Study of leachate treatment in stabilization ponds and groundwater in areas surrounding landfills in Minas Gerais.** Adviser: Eduardo Antonio Gomes Marques. Co-advisers: Rafael Kopschitz Xavier Bastos and Izabel Christina d'Almeida Duarte de Azevedo.

One of the objectives of this work was to evaluate the leachate treatment efficiency of the Visconde do Rio Branco-MG landfill in a waste stabilization pond system. During sixteen months, the leachate flow and the following variables were monitored in the leachate and in the effluents of the anaerobic and the facultative ponds: pH, temperature (T), dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD), ammonia-N, N-organic, *E. coli* and total coliforms (TC), solids, P, Al, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mn, Hg and Zn. There was broad variation in leachate generation and in its characteristics. It was found that the treatment system is oversized, working quite differently from the original design. During several months there was no flow into the facultative pond, hence no effluent discharge into the water body. In general, except for coliform bacteria, the treatment system showed high removal efficiency, and when there was effluent from the facultative ponds, most of the effluent discharge standards were attained. This work also aimed to evaluate the quality of ground and surface water in the surroundings of two landfills in Minas Gerais (Visconde do Rio Branco e Barão de Cocais). Existing monitoring wells and a creek downstream one landfill, and the springs in the other site were monitored during one year. The following variables were measured: pH, T, OD, CE, *E. coli*, CT, Al, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mn, Hg and Zn in the monitoring wells, and , in addition, BOD in the creek and in the springs. There were indications of groundwater contamination, with more evident impacts during the rainy season.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O aumento crescente da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) no país gera diversos e complexos problemas que requerem soluções de ordem educacional/comportamental por parte dos indivíduos e do setor público com relação à geração, reciclagem e disposição; de ordem gerencial e de logística, relativos à coleta dos RSU; e de ordem locacional e técnica, para disposição adequada e tratamento dos RSU e seus rejeitos.

Atualmente a maior parcela dos RSU produzidos no Brasil é disposta em aterros sanitários (IBGE, 2010). O que é, de certo modo, um avanço, pode acarretar problemas ambientais em casos de má construção ou má operação. Um dos maiores problemas relacionados à disposição de RSU em aterro sanitário é a produção de lixiviado, que pode contaminar o solo, as águas subterrâneas e/ou superficiais. O lixiviado de aterros sanitários deve, portanto, receber tratamento adequado, porém, o equacionamento desse problema nem sempre é fácil devido à variabilidade temporal e complexidade da composição desse efluente.

Lagoas de estabilização têm sido amplamente utilizadas para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários, por constituírem um sistema de operação muito simples e com baixos custos operacionais (VON SPERLING, 2002). Apresentam, porém, limitações, como a necessidade de grandes áreas e, aparentemente, baixas eficiências no tratamento do lixiviado (CASTILHOS *et al.*, 2009), nesse último aspecto devido, em partes, às próprias características do lixiviado e ao fato de que esses sistemas de lagoas têm sido, muito frequentemente, dimensionados com base nos mesmos critérios utilizados para o tratamento de esgotos sanitários.

Outro aspecto importante associado aos aterros sanitários, bem como aos sistemas de lagoas de tratamento do lixiviado, é o risco da contaminação de águas subterrâneas e superficiais no entorno dessas instalações.

Esses dois aspectos foram abordados no presente trabalho, organizado em dois capítulos. O primeiro capítulo apresenta um estudo do sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco-MG,

em que são discutidas as características do lixiviado (produção e composição), e o desempenho do sistema de lagoas no tratamento do lixiviado. O objetivo maior dessa parte do trabalho é de contribuir para a análise dos critérios utilizados para o dimensionamento desses sistemas, para a melhor compreensão de seu funcionamento, bem como da importância desse método de tratamento tão difundido em nosso país.

O segundo capítulo envolve a avaliação da qualidade da água, superficial e subterrânea, no entorno de dois aterros sanitários em Minas Gerais: Visconde do Rio Branco e Barão de Cocais. Aqui o objetivo central é contribuir para a discussão sobre impactos ambientais e riscos potenciais à saúde associados à contaminação da água e decorrentes da operação de aterros sanitários.

2 AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

2.1 Introdução

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE (PNSB), em 2008, 27,7% dos municípios brasileiros descartavam seus resíduos sólidos em aterros sanitários e 22,5% em aterros controlados, enquanto 50,8% o faziam em vazadouros a céu aberto (IBGE, 2010). Observando o Quadro 2.1, constata-se ainda que, de 1989 a 2008, houve um aumento considerável na utilização de aterros, mas em 2008, na avaliação do próprio IBGE, persistia “um cenário de destinação reconhecidamente inadequado, que exige soluções urgentes e estruturais no setor” (IBGE, 2010).

Quadro 2.1: Destino final dos resíduos sólidos por unidade de destino dos resíduos

Brasil, 1989/2008			
Ano	Vazadouro a céu aberto	Aterro controlado	Aterro sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Fonte: IBGE (2010)

Dados mais recentes, divulgados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (ABRELPE, 2010), mostram que no ano de 2010 foram produzidas 60.868.080 toneladas de RSU, com aumento de 6,8% em relação ao ano de 2009. Essa mesma pesquisa indicou que 57,6% dos RSU produzidos receberam disposição final adequada, restando ainda uma parcela de aproximadamente 26 milhões de toneladas dispostas inadequadamente em lixões e aterros controlados.

Em 2011, no estado de Minas Gerais, 73 municípios, de um total de 853, enviavam RSU para aterros sanitários regularizados. Esse número corresponde a 8,56% das cidades, que possuem 46,91% da população do

estado. A maioria dos municípios, porém, ainda envia seus resíduos para aterros controlados - 35,99%, e lixões - 32,59% (FEAM, 2011).

Segundo Povinelli e Sobrinho (2009), a escolha da disposição em aterros sanitários deve-se ao fato de essa ser atualmente a forma mais viável para as condições brasileiras, seja pelo ponto de vista técnico ou econômico. A disposição em aterros gera, entretanto, lixiviados, como resultado da interação entre processos de biodegradação da fração orgânica desses resíduos e da infiltração de águas pluviais que solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos (LANGE e AMARAL, 2009).

O lixiviado, devido às suas características físicas e químicas, apresenta elevado potencial poluidor, requerendo tratamento, o que se apresenta como desafio aos profissionais da área e tem sido apontado como o principal problema associado aos aterros sanitários (POVINELLI e SOBRINHO, 2009; JARDIM, 2006). Durante muito tempo se procurou equacionar o problema recorrendo às mesmas técnicas de tratamento e critérios de projeto tradicionalmente utilizados para o tratamento de esgotos sanitários, mas as características nitidamente distintas entre esses dois efluentes (LANGE e AMARAL, 2009), certamente explica muito dos insucessos observados mundo afora (POVINELLI e SOBRINHO, 2009). Essa análise não exime as lagoas de estabilização, que apesar da ampla utilização no Brasil no tratamento de lixiviados, enfrentam dificuldades operacionais e problemas de baixas eficiências (CASTILHOS *et al.*, 2009).

2.1.1 Objetivos

Geral:

- Avaliar um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, localizado em Visconde do Rio Branco – MG.

Específicos:

- Caracterizar o lixiviado produzido no aterro sanitário;

- Analisar a remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, de bactérias do grupo coliforme e de alguns metais no sistema de tratamento;
- Verificar a adequação dos critérios de dimensionamento do sistema de tratamento.

2.2 Revisão bibliográfica

2.2.1 Características do lixiviado de aterros sanitários

Segundo Lange e Amaral (2009), o lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como o líquido resultante da degradação biológica dos materiais orgânicos, associado à umidade natural e água neles presente, à água infiltrada na camada de cobertura e no interior das células de aterramento, e aos materiais dissolvidos ou suspensos, extraídos da massa de resíduos.

Segundo Qasim e Chiang (1994), citados por Lange e Amaral (2009), os principais fatores que influenciam os processos biológicos, físicos e químicos que afetam a composição de lixiviado de aterros podem ser destacados em três grupos principais, a saber:

- 1) Fatores climatológicos e correlatos, como precipitação, escoamento superficial, infiltração, evaporação e temperatura;
- 2) Fatores relativos aos resíduos, como composição, densidade e teor de umidade inicial;
- 3) Fatores relacionados ao tipo de operação, como características de permeabilidade, idade e profundidade do aterro.

Considerando esses fatores, infere-se que a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente tanto de um local para outro, quanto em um mesmo local em diferentes épocas do ano (LANGE e AMARAL, 2009).

Kjeldsen *et al.* (2002) afirmam que a composição do lixiviado está estritamente associada à fase de decomposição dos resíduos. Como a disposição de resíduos no aterro ocorre durante muitos anos em diferentes células, é comum a existência de diferentes fases de decomposição ocorrendo em diferentes partes dentro do mesmo. Assim, a composição do lixiviado pode variar dentro de todo o aterro.

Porém, segundo Souto e Povinelli (2007), ao contrário do que é usualmente descrito na bibliografia internacional acerca de países de clima temperado, em países tropicais, a transição entre “lixiviado novo” e “lixiviado velho”

parece acontecer dentro de um a dois anos após o início da operação, e não após cinco anos. Fatores como decomposição mais rápida dos resíduos (função das temperaturas mais elevadas) e uso de sistemas de drenagem com brita ou na forma de colchões drenantes podem ser justificativas para isso. De acordo com esses autores, os sistemas de drenagem funcionam como filtros anaeróbios incorporados ao aterro, removendo a carga orgânica facilmente biodegradável e colaborando para que o lixiviado rapidamente adquira características recalcitrantes.

Embora haja entendimentos distintos sobre a duração das fases e a produção de “lixiviado novo” ou “lixiviado velho” em países de clima temperado e de clima tropical, uma breve descrição das etapas de decomposição dos resíduos será apresentada a seguir. Pretende-se mostrar brevemente como ocorre o processo de degradação dos resíduos dentro do aterro, independentemente da duração de cada etapa.

Após a disposição dos resíduos no aterro, inicia-se uma complexa série de reações químicas e biológicas à medida que os resíduos se decompõem, sendo geralmente aceita a sua divisão em, no mínimo, quatro fases: (i) – fase aeróbia inicial , (ii) – fase anaeróbia ácida, (iii) – fase metanogênica inicial e (iv) – fase metanogênica estável (CHRISTENSEN e KJELDSEN, 1995 apud KJELDSEN *et al.*, 2002).

Segundo Farquhar (1989), exceto pelos primeiros dias após a alocação dos resíduos a decomposição microbiana ocorre perante condições anóxicas. A fase onde atuam bactérias fermentativas e hidrolíticas inicia-se rapidamente e vigorosamente com o aumento da umidade no aterro. A metanogênese inicia-se após alguns meses, sendo um processo mais lento.

Na primeira fase a decomposição ocorre em condições de pH neutro. Oxigênio e nitratos são esgotados, e os açúcares presentes nos resíduos recentemente dispostos são convertidos a dióxido de carbono e água (BARLAZ *et al.*, 1989). Na segunda fase, a acidogênica, com a predominância de bactérias hidrolíticas, fermentativas e acetogênicas, ocorre o acúmulo de ácidos carboxílicos e redução de pH, o que irá aumentar a solubilidade de diversos compostos (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Nela ocorre a complexação ou solubilização das espécies metálicas (ANDRADE, 2002).

No início da fase metanogênica, devido ao decréscimo no acúmulo de ácidos carboxílicos há aumento do pH e das populações de *arqueas* metanogênicas (BARLAZ *et al.*, 1989). As concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) começam a reduzir e o pH aumenta à medida que ocorre o consumo dos ácidos (KJELDSEN *et al.*, 2002). Na metanogênese, o pH eleva-se, propiciando a precipitação de metais (ANDRADE, 2002). O teor de metais é geralmente muito baixo devido aos processos de atenuação (sorção e precipitação) que ocorrem dentro das células (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Na fase metanogênica estável ocorre a mais elevada taxa de produção de metano, que passa a decrescer a partir da diminuição dos substratos solúveis, os ácidos carboxílicos (KJELDSEN *et al.*, 2002). Segundo Rocha (2005), na fase final de estabilização, quando o pH é usualmente mais básico, as concentrações de metais são menores.

Souto (2009) afirma que à medida que o lixiviado percola por zonas repletas de microrganismos, esses vão retirando os diversos nutrientes disponíveis e liberando os respectivos produtos de excreção. Desta maneira, o lixiviado eliminado pela célula do aterro é resultado dos processos que ocorrem nas camadas mais profundas, e não uma mistura do lixiviado produzido nos diversos locais da massa de resíduos. Jucá (2002) afirma que as características do lixiviado são também influenciadas por eventos que antecederam a amostragem.

O lixiviado é, portanto, um efluente que pode apresentar amplas variações em termos de composição, mas em geral, a maioria de seus constituintes se apresenta em concentrações relativamente elevadas, por exemplo, se comparadas às usualmente encontradas em esgotos sanitários (Tabela 2.1).

Tabela 2.1: Variação da composição de esgoto sanitário e lixiviados de aterros sanitários brasileiros

Parâmetro	Esgoto bruto ⁽¹⁾	Lixiviado de aterro sanitário ⁽²⁾		
		Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	7	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78
ST (mg L ⁻¹)	700 – 1110	3200 – 21900	3 200 a 14 400	79
SST (mg L ⁻¹)	200 – 400	5 – 2800	5 - 700	68
DBO (mg L ⁻¹)	350 – 400	<20 – 30000	< 20 - 8 600	75
DQO (mg L ⁻¹)	500 – 700	190 –80000	190 - 22 300	83
Cloretos (mg L ⁻¹)	20 – 50	500 - 5200	500 - 3 000	72
Alcalinidade (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	100 - 170	750 - 11400	750 - 7 100	69
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	20 – 40	0,4 – 3000	0,4 - 1 800	72
N-org. (mg L ⁻¹)		5 - 1200	400 - 1 200	80
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	≅0	0 – 11	0 – 3,5	69
NTK (mg L ⁻¹)	35 – 70	80 – 3100	não há	-
P-total (mg L ⁻¹)	5 – 25	0,1 – 40	0,1 - 15	63
Condutividade (µS cm ⁻¹)	1000 – 2000	2950 – 25000	2 950 - 17 660	77
Cd (mg L ⁻¹)	-	ND – 0,0,26	0 – 0,065	67
Cr (mg L ⁻¹)	-	0,003 – 1,1	0,003 – 0,5	89
Cu (mg L ⁻¹)	-	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61
Fe (mg L ⁻¹)	-	0,01 – 260	0,01 - 6	67
Mn (mg L ⁻¹)	-	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79
Ni (mg L ⁻¹)	-	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71
Pb (mg L ⁻¹)	-	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64
Zn (mg L ⁻¹)	-	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis; ND = Não detectado. ST: Sólidos totais; SST: Sólidos em suspensão totais; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio, N-NH₃: nitrogênio amoniacal; N-NO₃: Nitratos; NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl; P-total: fósforo total.

Adaptado de Bastos *et al.* (2003) ⁽¹⁾ e Souto e Povinelli (2007) ⁽²⁾.

Dados apresentados por Lange e Amaral (2009) indicam que a maior parte dos sólidos presentes nos lixiviados corresponde a sólidos dissolvidos. Observa-se também que a principal forma de nitrogênio é a amoniacal. As autoras chamam atenção para a elevada concentração de cloretos, que pode causar sérias implicações no tratamento do lixiviado, tanto na etapa de remoção de matéria orgânica quanto na etapa de remoção de amônia por processos biológicos.

Em aterros sanitários, por serem ambientes predominantemente anaeróbios, são produzidos efluentes com baixíssimas concentrações de nitrito e nitrato (SOUTO, 2009). Por outro lado, praticamente todo o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal dentro do próprio aterro, devido à grande atividade biológica presente tanto na massa de resíduos quanto no sistema de drenagem, gerando lixiviado com elevadas concentrações de amônia e baixas concentrações de nitrogênio orgânico (SOUTO, 2009).

A quase totalidade da amônia produzida em lixiviados é devida à degradação da matéria orgânica, sendo as proteínas os principais compostos orgânicos nitrogenados que servem como sua fonte (SOUTO, 2009).

2.2.2 Tratamento de lixiviado de aterros sanitários em lagoas de estabilização

Sistemas de lagoas constituem uma técnica de tratamento de efluentes indicada para regiões com grande disponibilidade de área e clima favorável com elevadas temperatura e insolação; além disso, as lagoas são de operação extremamente simples (VON SPERLING, 2002).

Como destacado na literatura sobre lagoas (por exemplo, em von Sperling, 2002), o objetivo principal das chamadas lagoas de estabilização é a remoção (estabilização) da matéria carbonácea, sendo usualmente classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante, como por exemplo, as lagoas anaeróbias, facultativas, aeradas ou de alta taxa (aeróbias). Sistemas de lagoas podem ainda incluir unidades que visam, preponderantemente, a remoção de nutrientes e de patógenos, como por exemplo, as lagoas de maturação. Unidades de lagoas podem ser combinadas em diferentes números e arranjos, mas o tratamento de cargas orgânicas mais elevadas, em geral, demanda a disposição em série de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas (para a remoção da matéria orgânica), podendo ainda ser seguidas por lagoas de maturação para a remoção de nitrogênio e patógenos. Os objetivos de redução de

demanda de área e de tratamento de cargas orgânicas elevadas podem ser alcançados com a intensificação das condições aeróbias, por exemplo, nas lagoas aeradas ou de alta taxa.

Em função de suas características de simplicidade operacional e robustez (por exemplo, sua capacidade de absorver variações de cargas hidráulicas e orgânicas), as lagoas têm de fato sido empregadas frequentemente para o tratamento de lixiviados de aterros, em geral com configuração em série de lagoas anaeróbias, facultativa e de maturação (POVINELLI e SOBRINHO, 2009; CASTILHOS *et al.*, 2009).

Dados de Dias (2012) mostram que dos 37 aterros licenciados em Minas Gerais em 2009, 31 utilizavam sistemas de lagoas para o tratamento de lixiviado e seis enviavam o lixiviado para estações de tratamento de esgotos. Dentre os 31 que utilizavam lagoas como sistema de tratamento, três dispunham de reator anaeróbio de fluxo ascendente precedendo as lagoas.

Lange e Amaral (2009) relatam que a dificuldade no dimensionamento do sistema de tratamento está na grande variabilidade da concentração de diversos parâmetros. Povinelli e Sobrinho (2009) chamam atenção para a estimativa de produção de lixiviado que é uma das grandes dificuldades encontradas ao se projetar uma estação de tratamento. Porém, na visão de Castilhos *et al.* (2009), citando Qasim e Chiang (1994), os grandes problemas da aplicação de lagoas no tratamento de lixiviado residem nas baixas eficiências obtidas e no fato de que a maioria dos projetistas utiliza critérios de dimensionamento desenvolvidos para o tratamento de esgoto doméstico, apresentados nos itens a seguir.

2.2.2.1. Remoção de matéria orgânica carbonácea e dimensionamento de lagoas anaeróbias

Em lagoas anaeróbias, a remoção de matéria carbonácea ocorre pela conversão anaeróbia que ocorre basicamente em duas etapas: a liquefação

e produção de ácidos pelas bactérias acidogênicas, e a formação de metano pelas *arqueas* metanogênicas (VON SPERLING, 2002). O equilíbrio entre as duas comunidades de microrganismos (bactérias e *arqueas*) deve ser garantido para que haja o adequado funcionamento do sistema. Em casos de redução da população de *arqueas* metanogênicas, bastante sensíveis às condições ambientais, haverá acúmulo de ácidos formados na etapa inicial causando problemas, como a interrupção da remoção de DBO e geração de odores fétidos devidos aos ácidos. Um ambiente adequado para o desenvolvimento das *arqueas* metanogênicas deve apresentar as seguintes condições: ausência de oxigênio, temperatura do líquido acima de 15°C e pH próximo ou superior a 7 (VON SPERLING, 2002).

Os principais critérios de projeto para lagoas anaeróbias são: (i) taxa de aplicação volumétrica; (ii) tempo de detenção hidráulica; (iii) profundidade; (iv) geometria da lagoa (relação comprimento/largura).

Com vista à manutenção de um ambiente estritamente anaeróbio, as lagoas anaeróbias devem ser profundas – 4 a 5 m (o que permite o acúmulo de lodo) e dimensionadas com taxas de aplicação (cargas orgânicas) volumétricas elevadas.

Segundo von Sperling (2002), a taxa de aplicação volumétrica – L_v (kg DBO₅ m⁻³ d⁻¹) é o principal critério para o dimensionamento das lagoas anaeróbias; deve ser estabelecido em função da temperatura local (Tabela 2.2), que influencia na conversão da carga de DBO aplicada. Em última instância, a adoção de um valor de L_v como critério de dimensionamento determina o volume necessário para a lagoa (Equação 1).

$$V = L/L_v \quad (1)$$

Sendo:

V = volume requerido para a lagoa (m³)

L = carga de DBO total afluyente (kg DBO₅ d⁻¹)

L_v = taxa de aplicação volumétrica (kg DBO₅ m⁻³ d⁻¹)

Tabela 2.2: Taxas de aplicação volumétrica recomendadas para projeto de lagoas anaeróbias em função da temperatura

Temperatura média do ar no mês mais frio T (°C)	Taxa de aplicação volumétrica (kg DBO ₅ m ⁻³ d ⁻¹)
10 a 20	0,02T – 0,10
20 a 25	0,01T + 0,10
>25	0,35

Fonte: Von Sperling (2002).

Definido o volume e a profundidade, as demais dimensões das lagoas podem ser fixadas de forma a manter a relação entre o comprimento e a largura tipicamente entre 1 e 3 (VON SPERLING, 2002).

Além desses critérios, as lagoas anaeróbias devem ser dimensionadas com tempo de detenção hidráulica (TDH) tal que garanta condições anaeróbias, promova o equilíbrio entre as fases metanogênica e acidogênica e que não haja escape de *arqueas* metanogênicas com o efluente. No caso de esgotos domésticos, são recomendados tempos de detenção entre 3 e 6 dias, sendo que tempos superiores ao limite máximo recomendado podem ocasionar comportamento típico de lagoas facultativas, o que não é desejável. Entretanto, no caso de efluentes mais concentrados, como no caso de dejetos de suínos, condições anaeróbias podem ser mantidas com tempos de detenção bem mais elevados, por exemplo, 10 dias (ALVES, 2004).

Fixado o L_v , calcula-se o tempo de detenção hidráulica com a Equação 2.

$$t = V/Q \quad (2)$$

Sendo:

t = tempo de detenção hidráulica (d)

V = volume da lagoa (m³)

Q = vazão média afluente (m³ d⁻¹)

De acordo com von Sperling (2002), para esgotos domésticos, o volume final a ser adotado para as lagoas anaeróbias é um balanço entre os critérios de tempo de detenção e taxa de aplicação volumétrica, devendo, na medida do

possível, atender ambos; segundo este autor, para efluentes industriais, o critério definidor é a taxa de aplicação.

Para estimar a concentração efluente de DBO em lagoas anaeróbias têm sido utilizados critérios empíricos. Mara (1997), citado por von Sperling (2002) propõe a estimativa de eficiência de remoção de DBO baseada na temperatura local, de acordo com a Tabela 2.3.

Tabela 2.3: Eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias em função da temperatura

Temperatura média do ar no mês mais frio T (°C)	Eficiência de remoção de DBO (%)
10 a 25	$0,2T + 20$
>25	70

Fonte: Mara (1997), citado por von Sperling (2002).

2.2.2.2. Remoção de matéria orgânica carbonácea e dimensionamento de lagoas facultativas

Nas lagoas facultativas são formadas três regiões: zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa, onde ocorrem diferentes mecanismos que contribuem para a purificação dos efluentes (VON SPERLING, 2002). A zona anaeróbia é formada pela sedimentação da matéria orgânica em suspensão (ou DBO particulada) e acúmulo de lodo, que é convertido lentamente em gás carbônico, metano, água e outros elementos. A zona aeróbia se localiza na parte mais superficial da lagoa, onde ocorre, de forma intensa, o processo de fotossíntese, por meio do qual as microalgas incorporam oxigênio à água. A oxidação da matéria orgânica dissolvida (ou DBO solúvel), realizada por bactérias aeróbias consome o oxigênio, produzindo, em última instância, gás carbônico e água. Na zona facultativa, intermediária entre a superfície e o fundo da lagoa, oscila a predominância de condições aeróbias e anaeróbias e, portanto prevalece aí uma biota diversificada (facultativa), que atua tanto em condições aeróbias quanto em

anaeróbias. Na ausência de oxigênio livre podem ser utilizados como aceptores de elétrons os nitratos, caso de condições anóxicas – condição não válida no tratamento de lixiviado, e os sulfatos e CO₂, caso de condições anaeróbias (VON SPERLING, 2002).

Lagoas facultativas são dimensionadas para a remoção de DBO com base nos seguintes critérios: (i) taxa de aplicação superficial; (ii) profundidade; (iii) tempo de detenção hidráulica; e (iv) geometria da lagoa (relação comprimento/largura).

A taxa de aplicação superficial - L_s (kg DBO ha⁻¹ d⁻¹) é a o parâmetro definidor da área da lagoa. Essa variável está relacionada ao balanço entre produção e consumo de oxigênio e representa a carga diária de DBO que pode ser tratada por unidade de área da lagoa sem comprometimento da manutenção de condições aeróbias (VON SPERLING, 2002) (Equação 3).

$$L_s = L/A \quad (3)$$

Sendo:

L_s = taxa de aplicação superficial (kg DBO₅ ha⁻¹ d⁻¹)

L = carga de DBO total afluente (kg DBO₅ d⁻¹)

A = área requerida para a lagoa (m²)

Os principais fatores que orientam a adoção de valores de taxa de aplicação superficial são: temperatura, altitude, latitude e exposição solar. Mara (2007), citado por von Sperling (2002), propôs a estimativa de L_s com base na temperatura média do ar no mês mais frio, de acordo com a Equação 4.

$$L_s = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{(T-25)} \quad (4)$$

Sendo:

L_s = taxa de aplicação superficial (kg DBO₅ ha⁻¹ d⁻¹)

T = temperatura média do ar no mês mais frio (°C)

A presença das microalgas é essencial para que a zona aeróbia da lagoa atue em pleno funcionamento. À medida que a luz penetra no corpo d'água, tende a se extinguir exponencialmente ao longo da profundidade, devido a fatores como turbidez e presença de material particulado em suspensão (no caso, essencialmente, microalgas). Sendo assim, lagoas facultativas devem ser rasas e a faixa mais usual de dimensionamento situa-se entre 1,5 e 2,0 m (VON SPERLING, 2002).

As lagoas facultativas devem ser projetadas com relação comprimento/largura elevada (2 a 4), pois isso favorece a aproximação do regime hidráulico de escoamento de fluxo em pistão e resulta em ganho de eficiência. De fato, o regime de escoamento nas lagoas será em fluxo disperso, intermediário entre os regimes idealizados de fluxo em pistão (dispersão longitudinal de fluxo nula) e em mistura completa (dispersão longitudinal infinita). A dispersão do fluxo pode ser representada pelo número de dispersão e estimada, dentre outros modelos disponíveis na literatura, pelo proposto por von Sperling (2002) (Equação 5).

$$d = \frac{1}{(C/B)} \quad (5)$$

Sendo:

d = número de dispersão (adimensional)

C = comprimento da lagoa (m)

B = largura da lagoa (m)

As equações 6 e 7 permitem a estimativa de concentrações efluentes de DBO solúvel, com base no regime hidráulico de fluxo disperso

$$S = S_0 \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (6)$$

$$a = \sqrt{1 + 4K.t.d} \quad (7)$$

Sendo:

S_0 = concentração de DBO total afluente (mg L^{-1})

S = concentração de DBO solúvel efluente (mg L^{-1})

K = coeficiente de remoção de DBO (d^{-1})

t = tempo de detenção hidráulica (d)

d = número de dispersão (adimensional)

A degradação da matéria orgânica em lagoas facultativas é função das condições ambientais locais, principalmente da temperatura - Equação 8 (VON SPERLING, 2002). É também função da taxa de aplicação superficial (L_s), como exemplificado na Equação 9 proposta por Arceivala (1981), citado por von Sperling (2002).

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (8)$$

Sendo:

K_T = coeficiente de remoção de DBO em uma temperatura do líquido de T °C (d^{-1})

K_{20} = coeficiente de remoção de DBO na temperatura do líquido de 20°C (d^{-1})

θ = coeficiente de temperatura ($\approx 1,07$)

$$K = 0,132 \log L_s - 0,146 \quad (9)$$

2.2.2.3. Remoção de nutrientes e patógenos em lagoas facultativas e de maturação.

Além da remoção de matéria orgânica, as lagoas facultativas, e principalmente as lagoas de maturação rasas, podem propiciar também a remoção de nutrientes e de microrganismos patogênicos.

Uma vez que lagoas de maturação e de polimento (estas, segundo Cavalcanti et al., 2001, assim denominadas quando sucedem reatores anaeróbios) recebem cargas orgânicas mais baixas do que as lagoas facultativas, a atividade fotossintética tende a predominar sobre a respiração bacteriana e isso cria ambientes favoráveis a mecanismos responsáveis pela inativação de bactérias e pela remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2002).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia, assimilação de amônia e nitratos pelas microalgas, nitrificação – desnitrificação e sedimentação do nitrogênio orgânico particulado (VON SPERLING, 2002). Até recentemente, acreditava-se que, ao menos em regiões de clima mais quente, o mecanismo predominante fosse a remoção de amônia (VON SPERLING, 2002), mas isso tem sido questionado (SENZIA *et al.*, 2002; ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2010; CAMARGO VALERO e MARA, 2010). Condições de elevada atividade fotossintética contribuem para a remoção de nitrogênio através do consumo direto de NH_4^+ pelas microalgas ou da volatilização da amônia livre, gasosa, como resultado da elevação do pH e deslocamento do equilíbrio da amônia na água no sentido da formação de NH_3 (VON SPERLING, 2002). Seja qual for o mecanismo predominante, lagoas rasas, por exemplo, de maturação ou de polimento, promovem a intensificação da atividade fotossintética e tendem a remover amônia mais eficientemente (VON SPERLING, 2002; RIOS, 2007).

O modelo mais utilizado para estimativa de remoção de amônia em lagoas de estabilização é o de Pano e Middlebrooks (1982), que assume a volatilização da amônia como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em cinética de primeira ordem.

Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas são: assimilação pela biomassa e retirada de fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através de saída com o efluente final e precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. A remoção de fósforo é mais dependente do pH que a de nitrogênio, sendo necessários valores de pH acima de 9 para que a

remoção por precipitação seja relevante. Além disso, a remoção de fósforo em lagoas é reconhecidamente limitada (VON SPERLING, 2002).

Lagoas rasas promovem também remoção bacteriana mais efetiva, ao: (i) facilitarem a penetração da radiação solar na profundidade da lagoa e, portanto, sua ação de maneira mais uniforme em todo o volume da lagoa, (ii) promoverem a elevação do pH e das concentrações de OD, que são fatores sinérgicos na ação bactericida da radiação UV solar (CURTIS *et al.*, 1992; VON SPERLING, 2002).

O decaimento de coliformes em lagoas é também, em geral, descrito por modelos de cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de mortalidade é proporcional à concentração de organismos em um dado instante. Assim, os critérios de dimensionamento para a remoção de coliformes são similares aos de matéria orgânica apresentados no item 2.2.2.2., aplicando-se, portanto, também aqui a influência do regime hidráulico e da configuração geométrica das lagoas (relação comprimento/largura) e da série de lagoas (número de unidades). As equações 10 e 11 permitem a estimativa da qualidade bacteriológica de efluentes de lagoas, com base no regime hidráulico de fluxo disperso.

$$N = N_0 \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (10)$$

$$a = \sqrt{1 + 4K_b \cdot t \cdot d} \quad (11)$$

Sendo:

N_0 = contagem de coliformes no afluente (organismos por 100 ml)

N = contagem de coliformes no efluente (organismos por 100 ml)

K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

t = tempo de detenção hidráulica (d)

d = número de dispersão (adimensional)

O coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) é uma característica intrínseca ao tipo de organismo (resistência do organismo), à lagoa (configuração geométrica, altura, valores de pH e OD, enfim, às condições ambientais estabelecidas) e à temperatura (Equações 12 e 13) (VON SPERLING, 2002).

$$K_{bT} = K_{b20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (12)$$

Sendo:

K_{bT} = coeficiente de decaimento bacteriano em uma temperatura do líquido de T °C (d^{-1})

K_{b20} = coeficiente de decaimento bacteriano na temperatura do líquido de 20 °C (d^{-1})

θ = coeficiente de temperatura ($\approx 1,07$)

$$K_b = 0,628 H^{-1,286} \cdot t^{-0,103} \quad (13)$$

Sendo:

K_{bT} = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

H= profundidade da lagoa (m)

t = tempo de detenção hidráulica (d)

2.2.3. Relatos de literatura sobre tratamento de lixiviado de aterros sanitários em sistemas de lagoas.

Apesar do uso frequente de lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviados, estudos em escala real sobre sua eficiência são escassos e pouco conclusivos (CAPELO NETO *et al.*, 1999, citado por SILVA, 2007).

Segundo Bidone (2007), o fato dos lixiviados de aterros apresentarem concentrações de matéria orgânica que superam facilmente em dez vezes a de esgoto sanitário, a necessidade de área praticamente inviabiliza a implantação do sistema de lagoas. Segundo o autor, lagoas anaeróbias que tratam lixiviado, fora da faixa de tempo de detenção hidráulica (TDH) de 20 a 50 dias não permitem o desenvolvimento de condições anaeróbias satisfatórias ao processo de estabilização. O autor enfatiza que lagoas, mesmo que bem projetadas e operadas, apenas possibilitam a degradação de parte da matéria orgânica, prontamente biodegradável. Dessa forma, lixiviados que apresentam relação DBO₅/DQO baixa, com grande parte da matéria orgânica refratária ao processo biológico, não encontram ambiente favorável à estabilização em lagoas.

De acordo com Silva *et al.* (2000), alguns dos fatores limitantes para utilização de processos biológicos para o tratamento de lixiviados de aterros são: vazão muito variável, que pode chegar a zero em casos de seca prolongada; carga orgânica variável e ausência de parâmetros cinéticos consolidados.

Não obstante, Silva (2007), em estudo de um sistema em escala piloto composto por três lagoas em série (anaeróbia + facultativa + maturação), sugere que sistemas de lagoas de estabilização podem tratar eficientemente lixiviados de aterros sanitários (no caso, proveniente do aterro de Tijuquinhas em Biguaçu – SC). A taxa de aplicação volumétrica afluyente à lagoa anaeróbia foi de 0,3 kg DBO₅ m⁻³ d⁻¹, definida com base em critérios utilizados para tratamento de efluentes industriais de elevada carga orgânica. O reator possuía volume de 1 m³ e apresentava TDH aproximado de 13 dias. A taxa de aplicação superficial na lagoa facultativa foi de 250 kg DBO₅ ha⁻¹ d⁻¹, baseada em critérios para esgoto doméstico, calculado para temperatura média do mês mais frio do ano em torno de 15°C, o que resultou em TDH na lagoa de 18 dias. A lagoa de maturação foi dimensionada para receber uma taxa de aplicação superficial em torno de 175 kg DBO₅ ha⁻¹ d⁻¹. Nesse estudo foram obtidos os seguintes valores médios (e respectivos desvios-padrão) de coeficiente de remoção de DBO₅

(K): lagoa anaeróbia: $0,061 \pm 0,120 \text{ d}^{-1}$; lagoa facultativa: $0,024 \pm 0,019 \text{ d}^{-1}$; lagoa de maturação: $0,036 \pm 0,036 \text{ d}^{-1}$.

Fujimura *et al.* (2009) avaliaram a eficiência de um sistema de lagoas em série (anaeróbia, facultativa e de maturação) no tratamento de lixiviado de aterro controlado no município de Maringá - PR e observaram remoção de 88% de fósforo em todo o sistema ($6,87 \text{ mg P L}^{-1}$ no lixiviado e $0,76 \text{ mg P L}^{-1}$ no ponto de lançamento).

Em Castilhos *et al.* (2009) encontra-se um resumo de experimentos realizados em três universidades, no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). Dentre esses, houve o estudo conduzido por uma equipe da Universidade Federal de Santa Catarina, que estudou um sistema piloto de lagoas em série (anaeróbia, aerada e de maturação) com as seguintes características e condições de operação: (i) lagoa anaeróbia ($H = 1,85 \text{ m}$; $\text{TDH} = 25 \text{ d}$; $\text{LV}_{\text{DQO}} = 131 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; $\text{LV}_{\text{DBO}} = 52 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; $\text{LV}_{\text{NH}_4} = 40 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$); (ii) lagoa facultativa 1 ($h = 0,6\text{-}0,8 \text{ m}$; $\text{TDH} = 31\text{-}42 \text{ d}$; $\text{LV}_{\text{DQO}} = 68 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; $\text{LV}_{\text{DBO}} = 23 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; $\text{LV}_{\text{NH}_4} = 22 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$); (iii) lagoa facultativa 2 ($h = 0,6 \text{ m}$; $\text{TDH} = 31 \text{ d}$; $\text{LV}_{\text{DQO}} = 45 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; $\text{LV}_{\text{DBO}} = 11 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; $\text{LV}_{\text{NH}_4} = 7 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$). Os resultados mostraram eficiências médias de remoção de 60 a 80% de DQO e DBO_5 , 80 a 85% de Amônia e NTK, 50% de sólidos suspensos e 55% de sólidos totais. As concentrações de DBO_5 foram cerca de três a cinco vezes inferiores às de DQO na saída do sistema, evidenciando a degradação da matéria orgânica biodegradável e a permanência no sistema de matéria refratária, causadora de DQO.

2.3 Material e métodos

2.3.1 Características do local 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 segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2011). É limitado pelos municípios de São Geraldo, Paula Cândido, Divinésia, Ubá, Guidoal e Guiricema e pertence à bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, tendo como principais cursos d'água os rios São Geraldo e São Clemente. A temperatura média anual é 19,4 °C e o índice pluviométrico médio anual 1221,4 mm (ALMG, 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 (idade de 8 anos), sendo projetado para vida útil de 15 anos, porém, caso fossem adotadas medidas para minimização da geração de resíduos, a vida útil do aterro poderia ser prolongada em 7,5 anos (PESSANHA, 2011). Atualmente são enviadas diariamente ao aterro aproximadamente 25 toneladas de resíduos de origem doméstica.

O aterro possui seis células encerradas e uma em atividade, apresentando atualmente uma altura total de aproximadamente 40 m.

A impermeabilização das plataformas foi realizada através do método de compactação de argila.

Na região ocorrem afloramentos rochosos, cambissolos, latossolos vermelho-amarelos e vermelho escuros, e podzólico vermelho amarelo (na nova classificação, argissolo vermelho amarelo), sendo o último o principal solo encontrado, cobrindo toda a extensão da área estudada (PESSANHA, 2011). Esses solos apresentam, comumente, elevados teores naturais de ferro.

2.3.2. Descrição do sistema de tratamento

O aterro sanitário conta com sistema de tratamento por lagoas de estabilização, constituído por uma lagoa anaeróbia (Figura 2.1) seguida de lagoa facultativa (Figura 2.2). Conta também com três poços de monitoramento, sendo um a montante e dois a jusante da área de disposição dos resíduos.



Figura 2.1: Lagoa anaeróbia, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG.



Figura 2.2: Lagoa facultativa, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG.

De setembro a novembro de 2010 e de maio a novembro/dezembro de 2011 a produção de lixiviado, ou seja, a vazão de alimentação da lagoa anaeróbia, foi muito baixa. Por conseguinte, não houve nesse período fluxo entre as duas lagoas nem lançamento de efluente da lagoa facultativa no corpo receptor.

O sistema de lagoas foi dimensionado de acordo com critérios utilizados no tratamento de esgotos sanitários, resultando em dimensões aproximadas de: (i) lagoa anaeróbia - comprimento= 13 m, largura= 6,4 m, profundidade= 4,5m; (ii) lagoa facultativa - comprimento= 54 m, largura= 18 m, profundidade= 2 m.

O memorial de cálculo do projeto indicava que no período mais crítico, no início de plano e em época de chuvas, a vazão de lixiviado poderia alcançar $15,86 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. A lagoa anaeróbia foi dimensionada com taxa de aplicação volumétrica de $0,25 \text{ kg DBO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (assumindo que o lixiviado apresentasse $3.000 \text{ mg DBO L}^{-1}$ no início de plano) e tempo de detenção hidráulica de 12 dias. Foi assumida eficiência de remoção de DBO de 50%. A lagoa facultativa foi dimensionada com taxa de aplicação superficial de $250 \text{ kg DBO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, resultando em área de 950 m^2 e TDH de 90 dias.

2.3.3 Coleta e conservação de amostras

As coletas foram realizadas no período da manhã, entre 10 h e 12 h, com frequência mensal, entre setembro de 2010 e dezembro de 2011, totalizando 16 meses.

A coleta de amostras do lixiviado bruto foi realizada na saída do sistema de drenagem com auxílio de balde de plástico com volume de 6 L e as coletas dos efluentes das lagoas foram realizadas com coletor de PVC, sendo ambos recipientes lavados previamente com solução de HCl 1:1.

Um fluxograma do sistema de tratamento, incluindo os pontos de coleta de amostras, é apresentado na Figura 2.3.

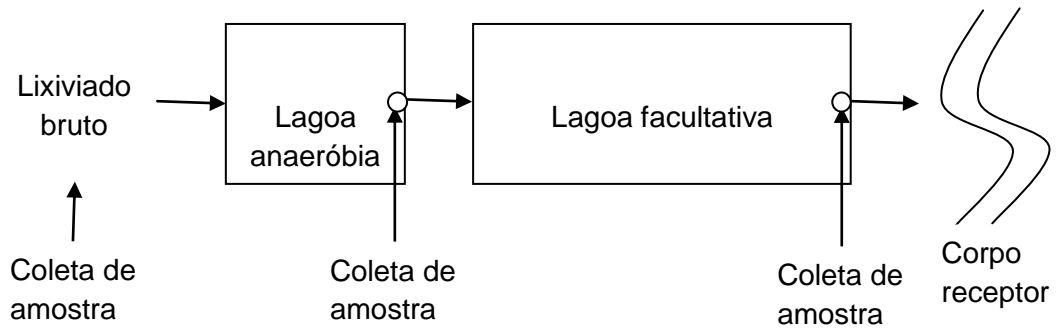


Figura 2.3: Representação esquemática do sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, com indicação dos pontos de coleta de amostras.

A medição da vazão foi realizada uma vez por mês, no mesmo dia de coleta de amostras. O balde foi utilizado para medir a vazão de entrada do lixiviado na lagoa anaeróbia, marcando-se o volume e o tempo de enchimento, em três repetições.

Como boa parte do período de estudo não havia fluxo entre as lagoas, as amostras das lagoas foram coletadas na parte superficial das mesmas, nas imediações da canalização de saída de cada unidade (Figura 2.3).

As amostras foram armazenadas em frascos de vidro e de polietileno, lavados previamente com solução de HCl 1:1. Para as análises de metais as amostras 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.

Após a coleta, as amostras foram refrigeradas em isopor com gelo e transportadas ao Laboratório de Controle da Qualidade da Água (LCQA) da Divisão de Água e Esgotos da Universidade Federal de Viçosa (DAG UFV).

As amostras para análise de metais foram então acidificadas com HNO₃ concentrado até pH < 2, e refrigeradas em T < 4°C, para posterior análise.

2.3.4 Análises laboratoriais

As análises físicas, químicas e microbiológicas foram realizadas no LCQA / DAG UFV. As extrações das amostras para análise dos metais alumínio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês níquel e zinco foram realizadas no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Solos da UFV, e as leituras no Laboratório de Espectrometria Atômica do mesmo departamento. As análises de mercúrio foram realizadas no Laboratório de Instrumentação e Quimiometria do Departamento de Química da UFV.

Todas as variáveis foram avaliadas com frequência mensal, em duas repetições. As análises de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura foram quantificadas *in loco*. O Quadro 2.2 apresenta as análises efetuadas e os respectivos períodos de monitoramento; o Quadro 2.3 lista as metodologias utilizadas para realização das análises.

Quadro 2.2: Variáveis analisadas ao longo do período de monitoramento.

Parâmetro	set/10	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11	out/11	nov/11	dez/11
pH	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Temperatura	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Condutividade	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DQO total			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DQO solúvel									x	x	x	x	x	x	x	x
DBO total	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DBO solúvel									x	x	x	x	x	x	x	x
N-amoniaco		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
N-orgânico		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
E. coli	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Coliformes totais	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fósforo total						x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Série de sólidos									x	x	x	x	x	x	x	x
Alumínio total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Cádmio total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Chumbo total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Cobre total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Cromo total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Ferro total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Manganês total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Mercúrio total		x	x	x			x	x	x	x	x	x	x			
Zinco total		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			

Quadro 2.3: Variáveis analisadas, respectivos métodos analíticos e referências.

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)	
N-amoniacal	Nesslerização (417B)/Titulométrico(SM 4500-NH ₃ B-C)	APHA, WEF, AWWA (1985)/ APHA, WEF, AWWA (1998)
NTK	Titulométrico(SM 4500)	APHA, WEF, AWWA (1998)
N-orgânico	Titulométrico(SM 4500 N-org B-C)	APHA, WEF, AWWA (1998)
<i>E. coli</i> e coliformes totais	Substrato Enzimático (cromogênico – fluorogênico) (SM 9223 B) Kit Colilert ®	APHA, WEF, AWWA (1998)
Fósforo total	Espectrofotometria/Método do cloreto estanoso (4500-P D.)	
Série de sólidos	Gravimetria (SM 2540 B)	
Metais totais	Extração - Método 3015a	EPA (1998).
	Leitura - Método 200.8	EPA (1994)
Mercúrio total	3112 B	APHA, WEF, AWWA (1998)

2.3.5 Análise dos dados

Os resultados foram analisados com recursos gráficos, de séries temporais e gráficos box-plot de forma a representar a variabilidade dos dados, separados em períodos chuvosos e secos. As eficiências do tratamento foram comparadas com registros de literatura.

Os meses de novembro a abril foram considerados como pertencentes ao período chuvoso, e os restantes ao período seco. As chuvas na região se iniciam no mês de outubro (MINUZZI *et al.*, 2007), porém as coletas de outubro nos anos de 2010 e 2011 foram realizadas no início do mês, antes das chuvas e, por isso, foram computadas no período seco.

Nos períodos em que houve lançamento no corpo receptor, a qualidade do efluente foi comparada com o padrão de lançamento definido pelas Resoluções CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005), CONAMA N° 430/2011 (BRASIL, 2011) e DN COPAM N° 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008).

Com base nos resultados do monitoramento do sistema foram determinadas variáveis operacionais das lagoas (por exemplo, tempos de detenção hidráulica e taxas de aplicação volumétrica e superficial), cujos valores foram comparados aos utilizados no dimensionamento do sistema em questão.

Na impossibilidade de obtenção dos dados de pluviosidade de Visconde do Rio Branco, foram utilizados dados disponíveis, até o presente momento, da estação pluviométrica mais próxima, no caso a Estação 83642, em Viçosa, sob a responsabilidade da Universidade Federal de Viçosa. A pluviosidade acumulada mensal pode ser observada na Figura 2.4.

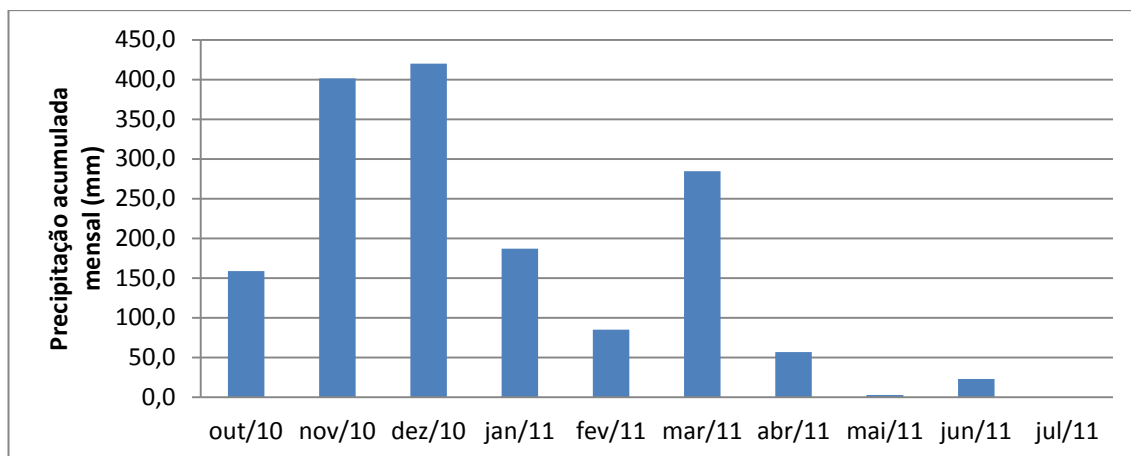


Figura 2.4: Representação da pluviosidade durante o período de outubro de 2010 a julho de 2011, na Estação Pluviométrica de Viçosa - MG.

2.4 Resultados e discussão

2.4.1 Caracterização geral quali-quantitativa do lixiviado

Houve grande variação na produção de lixiviado durante o período de monitoramento (Figura 2.5), apresentando-se maior nos meses de março e maio de 2011, provavelmente devido à ocorrência de chuvas próximas aos eventos de coleta, aliada à saturação da capacidade de campo dos resíduos sólidos nas células do aterro sanitário, e ao retardo existente na geração de lixiviado após a ocorrência de chuvas. Rocha (2005) verificou que mesmo após alguns dias sem chuvas a vazão de lixiviado continuou elevada, provavelmente devido ao retardo da parcela da água da chuva que infiltrou nas células em operação e/ou encerradas, mas, com fissuras.

Observou-se que o fluxo nas lagoas não era contínuo, cenário comumente encontrado em sistemas desse tipo em outros aterros sanitários existentes na Zona da Mata (SEMAD/FEAM/UFV, 2011). Nas primeiras coletas não havia fluxo da lagoa anaeróbia para a facultativa, que se iniciou após o período chuvoso, em novembro/dezembro de 2010 (período de fluxo). Porém, em maio de 2011, com o início do período seco, o mesmo cessou (período sem fluxo), voltando a existir em novembro/dezembro de 2011, após o início das chuvas, compondo assim um ciclo de “fluxo - não fluxo”.

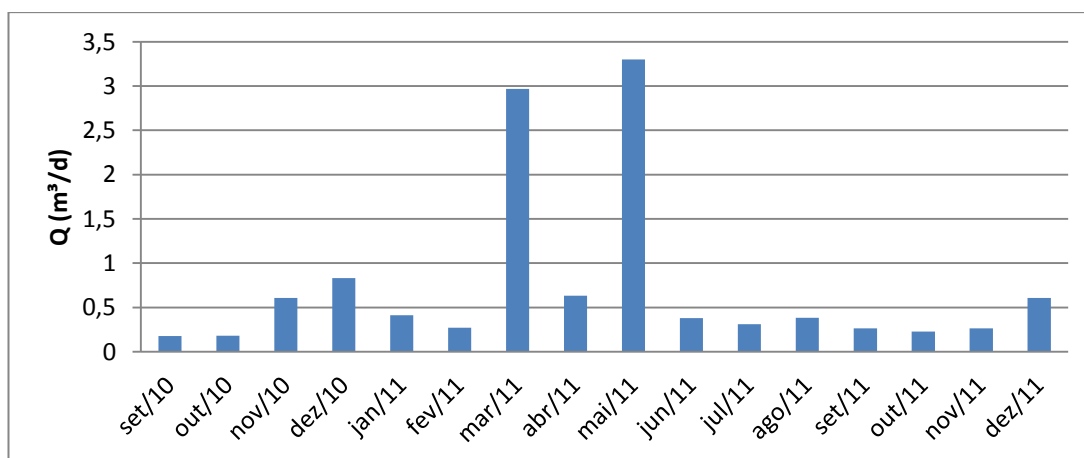


Figura 2.5: Produção do lixiviado, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Nas Tabelas 2.4 e 2.5 são apresentadas estatísticas descritivas das variáveis monitoradas para a caracterização do lixiviado produzido no aterro sanitário e do efluente tratado no sistema de lagoas, respectivamente.

Praticamente todas as variáveis se apresentaram em concentrações/valores no lixiviado em faixas bastante amplas ao longo do período de monitoramento, o que, muito provavelmente, está associado às próprias oscilações na produção de lixiviado. Os resultados confirmam a observação feita na revisão de literatura que a maior parte dos sólidos presentes nos lixiviados corresponde a sólidos dissolvidos. Confirmam também que a principal forma de nitrogênio no lixiviado é a amoniacal, indicando que praticamente todo o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal dentro do próprio aterro.

Da Tabela 2.5 percebe-se ainda que, em geral, o sistema de lagoas parece absorver bem as oscilações de produção e qualidade do lixiviado, já que as variações de qualidade do efluente final se dão em faixas mais estreitas. Além disso, as concentrações da maioria dos constituintes do lixiviado são bem mais baixas no efluente tratado, indicando remoção, quase sempre considerável, no sistema de lagoas. A exceção mais notória fica por conta das bactérias do grupo coliforme.

Os valores de metais não são apresentados nesta tabela porque, em grande parte, estiveram abaixo dos limites de detecção ou se apresentaram em baixas concentrações, à exceção do ferro e do manganês, metais naturalmente contidos no solo da região - utilizado como cobertura das células do aterro, e que podem também estar presentes no material argiloso utilizado para impermeabilização das células. Detalhes sobre os metais detectados serão apresentados mais adiante.

Tabela 2.4: Características do lixiviado produzido no aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011

Lixiviado	Parâmetro										
	pH	ST (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SDT (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	N-org (mg L ⁻¹)	E. coli (NMP/100mL)	Coliformes totais (NMP/100mL)	P-total (mg L ⁻¹)
Nº de dados	16	8	8	8	14	14	16	16	16	16	10
% dos dados fora do LQ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Média	8	3064	23	3041	2488	761	263	39	137417	4723677	1
Mediana	8	2832	14	2821	432	46	239	25	1510	309700	1
Desvio padrão	1	1033	25	1014	5040	1883	136	39	336987	12083682	0
Valor mínimo	6	1501	12	1482	216	9	94	5	0	26	0
Valor máximo	9	5095	85	5010	14538	6544	633	164	1174000	44100000	1
Amplitude	3	3594	73	3528	14321	6534	539	159	1174000	44099974	1
Quartil inferior	7	2636	12	2620	377	17	170	17	232	38258	0
Quartil superior	8	3503	17	3490	875	267	314	45	8535	1195250	1
Percentil 10%	7	2269	12	2253	273	13	137	10	6	14190	0
Percentil 90%	8	3981	39	3947	10323	2340	414	68	497980	13575000	1

ST: Sólidos totais; SST: Sólidos em suspensão totais; SDT: Sólidos dissolvidos totais; DQO: Demanda química de oxigênio; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; N-NH₃: nitrogênio amoniacal; N-org: nitrogênio orgânico; P-total: fósforo total; LQ: limite de quantificação.

Tabela 2.5: Características do efluente tratado no sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011

Efluente lançado	Parâmetro											
	pH	ST (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SDT (mg L ⁻¹)	T (°C)	DQO (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	N-org (mg L ⁻¹)	E. coli (NMP/100mL)	Coliformes totais (NMP/100mL)	P-total (mg L ⁻¹)
Nº de dados	16	7	7	7	16	14	16	16	16	16	16	10
% dos dados fora do LQ	0	0	0	0	0	21 ⁽¹⁾	0	0	0	0	0	0
Média	9	691	90	601	28	175	47	2	9	4399	265664	0,18
Mediana	9	651	101	592	27	154	15	1	8	121	30665	0,16
Desvio padrão	1	81	27	65	3	92	95	3	2	15259	851257	0,04
Valor mínimo	7	611	53	528	23	54	2	0	6	0	0	0,12
Valor máximo	10	803	124	702	35	372	313	7	14	61310	3448000	0,24
Amplitude	3	193	71	173	12	319	311	7	7	61310	3448000	0,12
Quartil inferior	8	628	71	550	26	123	8	0	7	50	4763	0,15
Quartil superior	10	760	107	642	29	183	22	3	10	350	101553	0,22
Percentil 10%	8	611	57	540	24	113	3	0	7	27	904	0,15
Percentil 90%	10	786	116	679	31	313	145	7	12	3614	185944	0,24

ST: Sólidos totais; SST: Sólidos em suspensão totais; SDT: Sólidos dissolvidos totais; DQO: Demanda química de oxigênio; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; N-NH₃: nitrogênio amoniacal; N-org: nitrogênio orgânico; P-total: fósforo total; LQ: limite de quantificação. (1) DQO < 20 mg L⁻¹.

2.4.2 Comportamento dos constituintes e características do lixiviado no sistema de lagoas

O comportamento de cada uma das variáveis analisadas será discutido a seguir, incluindo avaliação, em separado, para os períodos chuvoso e seco.

Potencial hidrogeniônico

Observa-se diminuição do pH do lixiviado e da lagoa anaeróbia em períodos chuvosos em relação aos períodos secos (Figura 2.6). Provavelmente, isso ocorre pelo fato da maior precipitação superar a capacidade de campo de um maior número de células de resíduos, fazendo com que lixiviado proveniente das células novas, com pH menor, alcance o sistema de coleta e tratamento.

Em geral, a lagoa facultativa apresentou valores de pH superiores aos da lagoa anaeróbia e do lixiviado, o que é indício de atividade fotossintética na lagoa facultativa. Durante o período seco, quando não havia passagem de efluente vindo da lagoa anaeróbia, essas diferenças foram maiores e os valores de pH crescentes.

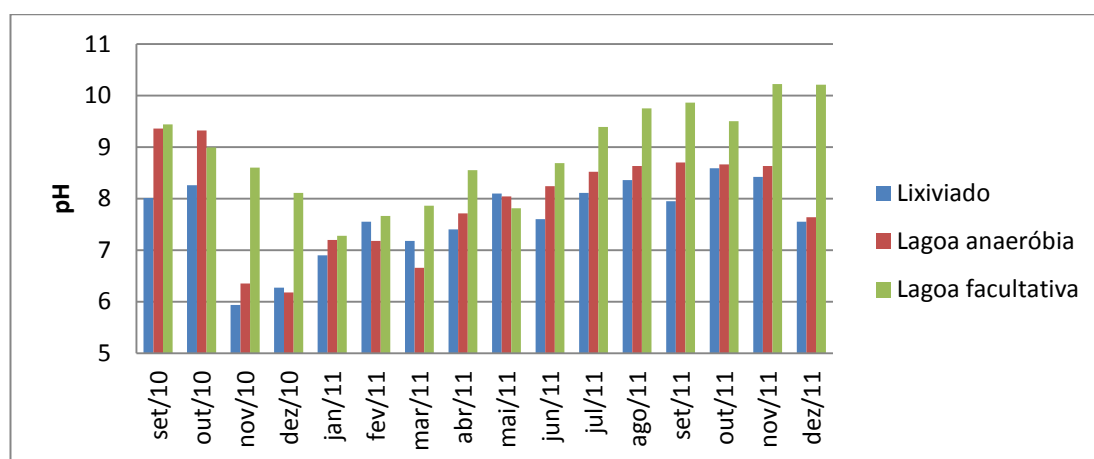


Figura 2.6: Valores de pH no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Na Figura 2.7 se confirma que o pH elevou-se à medida que se avança na série de lagoas, sendo isso mais nítido em períodos secos. Observa-se também que no período chuvoso as variações de pH, tanto no lixiviado quanto nas lagoas, são mais amplas do que no período seco, o que pode ser explicado pela lixiviação no período de chuvas, conjuntamente, em células mais novas e mais antigas, e pelo fluxo contínuo entre lagoas no período de chuvas.

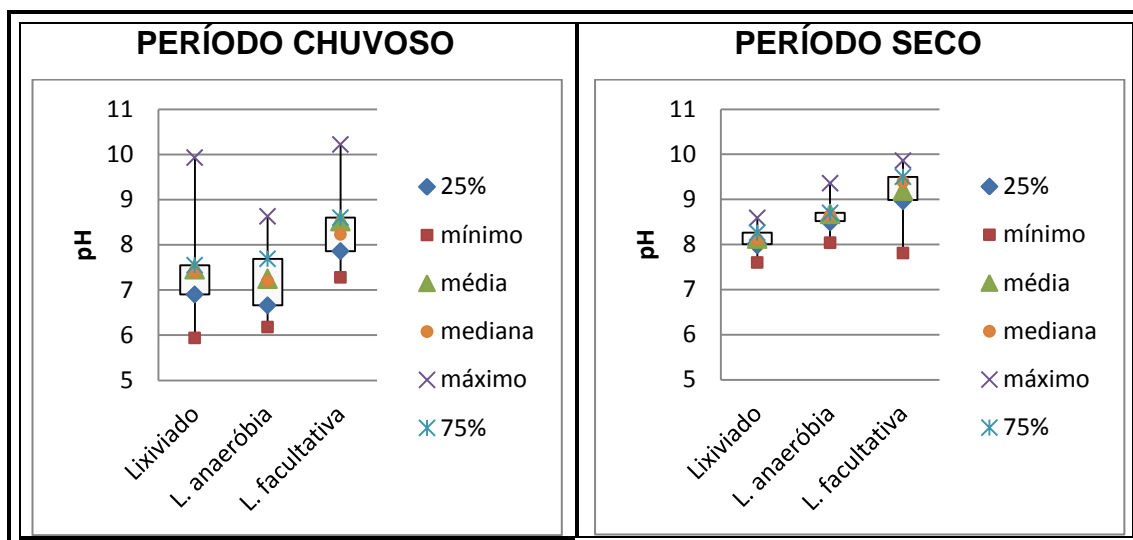


Figura 2.7: Variação dos valores de pH no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011

Temperatura

Como esperado, a temperatura do lixiviado (Figura 2.8) foi a que menos oscilou durante o período de estudo, devido ao fato do líquido estar “protegido” das ações do tempo dentro das células de resíduos, enquanto as lagoas, pelo fato de serem abertas, estão mais expostas à influência das condições ambientais externas. Ressalta-se que interno ao aterro a temperatura do lixiviado pode ser ainda mais elevada.

A variação da temperatura pode ser mais bem observada na Figura 2.9. Nota-se que no período de chuvas (mais quente) a temperatura se eleva na água das lagoas em relação à do lixiviado, enquanto tendência inversa é observada no período seco. Há diferenças de cerca de 3 °C nas águas das lagoas entre os períodos de seca e chuvas.

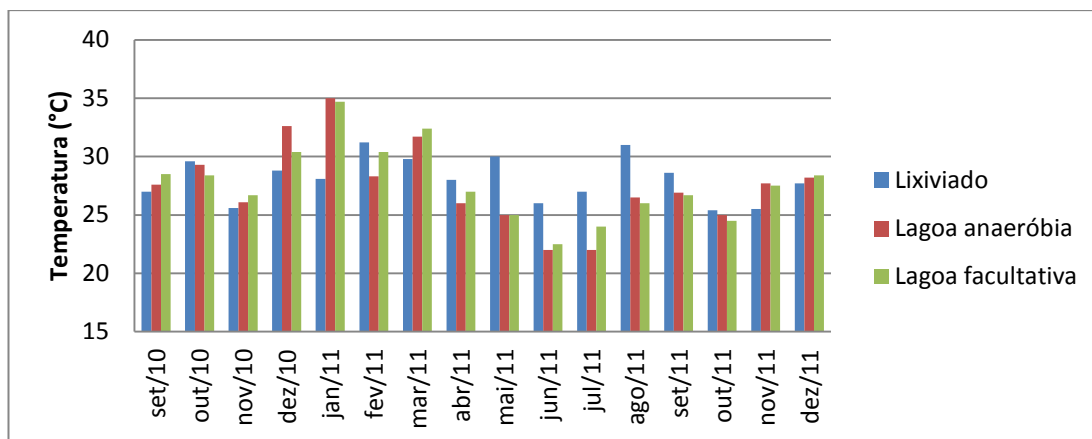


Figura 2.8: Valores de temperatura no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

A temperatura é fator muito importante nas reações, aumentando, por exemplo, a degradação da matéria orgânica e a remoção de organismos patogênicos na medida em que se eleva.

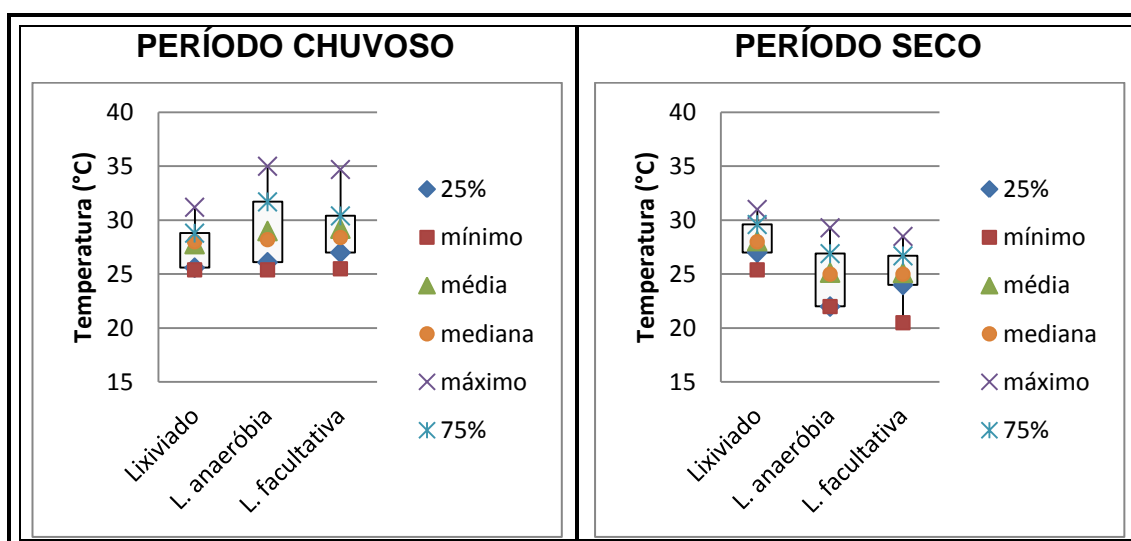


Figura 2.9: Variação dos valores de temperatura no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Condutividade elétrica (CE) e sólidos

Condutividade elétrica e sólidos dissolvidos são variáveis que se relacionam, estando ambas ligadas à quantidade de íons presente em solução. Conforme já destacado, os sólidos se fizeram presentes no lixiviado, essencialmente, na forma de sólidos dissolvidos (Figura 2.10).

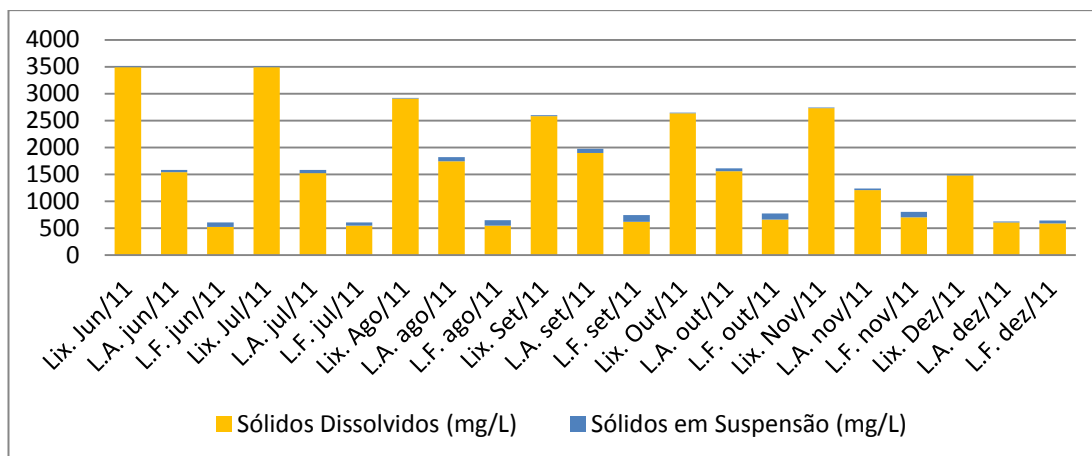


Figura 2.10: Concentrações de sólidos dissolvidos e em suspensão no lixiviado (Lix.) e nas lagoas anaeróbia (L.A.) e facultativa (L. F.), aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, junho a dezembro de 2011.

No período de chuvas são observadas variações mais amplas de CE no lixiviado (Figura 2.11).

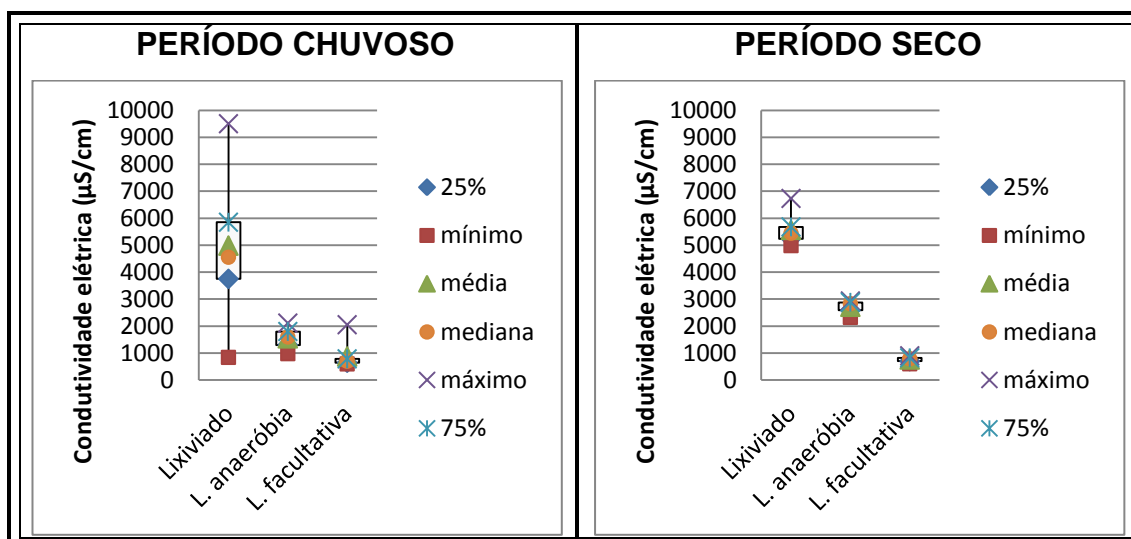


Figura 2.11: Variação dos valores de condutividade elétrica no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Nas lagoas, se observa tendência inversa à do lixiviado, com maiores valores de CE no período de seca, crescentes ao longo desse período (Figura 2.11 e Figura 2.12). Isso, provavelmente, está associado ao efeito de interrupção de aporte de lixiviado e de fluxo entre as lagoas durante o período de estiagem, aliado ao efeito de evaporação de água nas lagoas e, por conseguinte, incremento da concentração iônica.

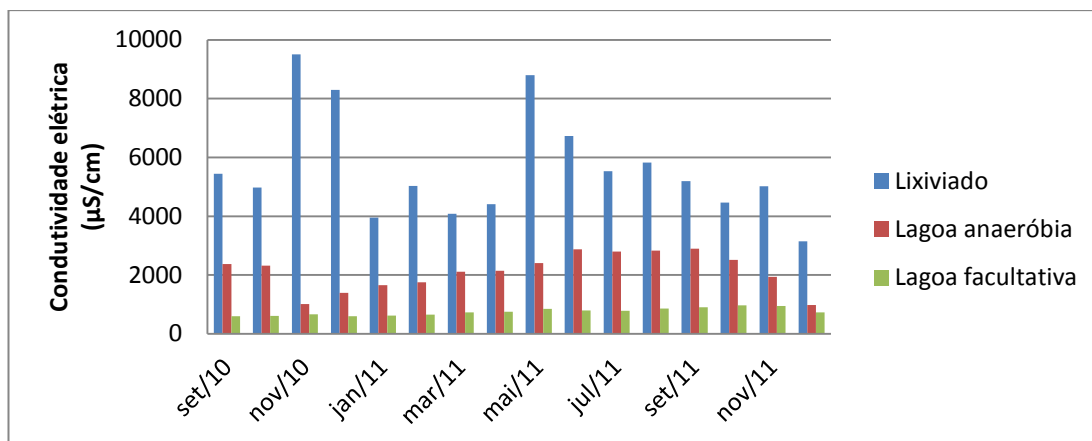


Figura 2.12: Valores de condutividade elétrica no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

É notória a diminuição da CE (Figura 2.11 e Figura 2.12), bem como a de sólidos dissolvidos (Figura 2.13), do lixiviado para a lagoa anaeróbia e desta para a lagoa facultativa. Isso revela os efeitos do tratamento nas lagoas (por exemplo, decréscimo de amônia, como apresentado adiante) e, por conseguinte decréscimo de atividade iônica ao longo do sistema.

Por outro lado, observa-se aumento dos sólidos em suspensão do lixiviado para a lagoa anaeróbia e daí para a lagoa facultativa (Figura 2.14), o que é, provavelmente, devido ao desenvolvimento de plâncton, principalmente na lagoa facultativa.

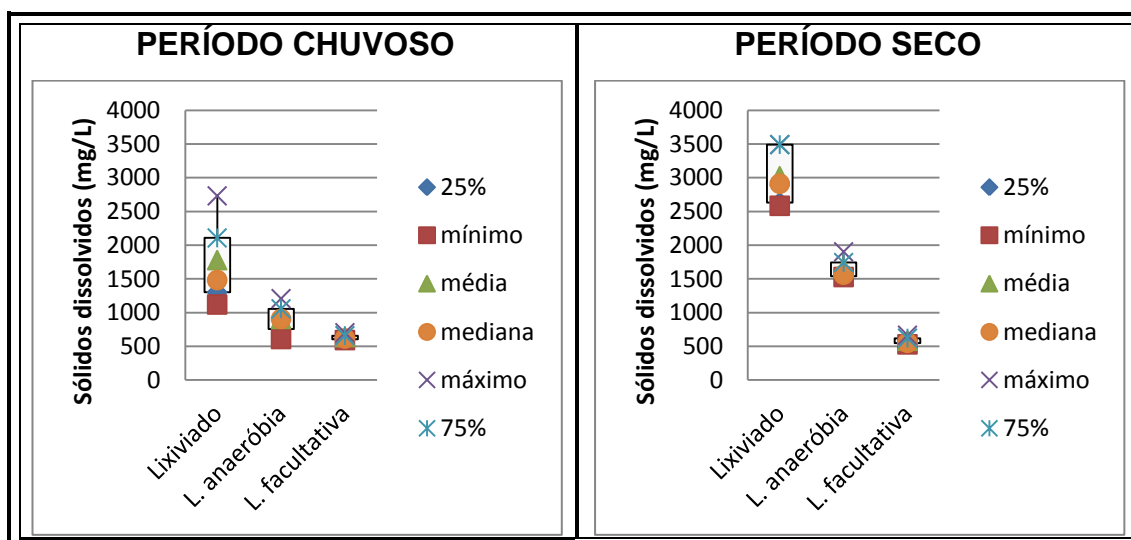


Figura 2.13: Variação dos valores de sólidos dissolvidos no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, junho de 2011 a dezembro de 2011.

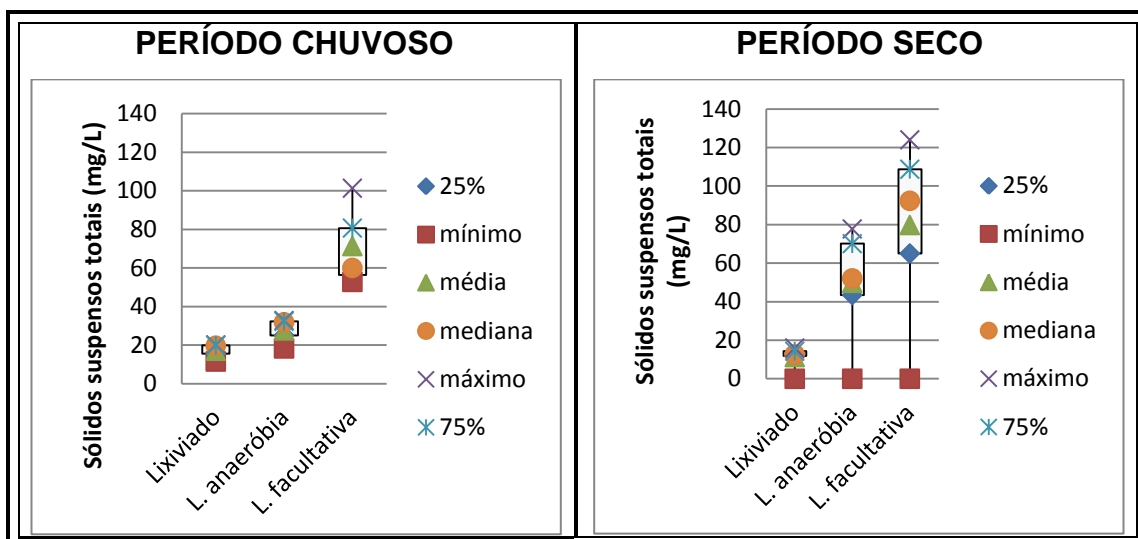


Figura 2.14: Variação dos valores de sólidos em suspensão totais no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, junho de 2011 a dezembro de 2011.

Demanda química de oxigênio

Conforme indicado no Quadro 2.2, de novembro de 2010 a abril de 2011 (período de chuvas) foram realizadas medidas de DQO total apenas. De maio a dezembro de 2011, de forma a possibilitar o cálculo de, efetivamente, remoção nas lagoas, passou-se a medir DQO total no lixiviado e DQO solúvel nas lagoas.

Os valores de DQO total do lixiviado apresentaram grande variação ao longo do período monitorado, com valores mais elevados e maiores amplitudes de variação no período de chuvas (Figura 2.15, Figura 2.16 e Figura 2.17). As maiores concentrações ocorreram nos meses de novembro e dezembro de 2010, no início do período chuvoso. Pressupõe-se que nesse período, devido às primeiras chuvas, tenha havido solubilização mais intensa de compostos do material aterrado, contribuindo para a elevação da concentração da matéria orgânica e outros elementos no lixiviado (Figura 2.15). Essa interpretação é reforçada pelos resultados de condutividade elétrica, que também mostraram aumento nesse período (Figura 2.12).

As elevadas contribuições de DQO total em novembro e dezembro de 2010 parecem ter sido bem absorvidas na primeira lagoa. Porém, nos meses seguintes, com a redução da carga orgânica afluyente, foram observados na

primeira lagoa valores de DQO total superiores aos do lixiviado (Figura 2.15), o que pode indicar permanência de material refratário e, ou 'produção de DQO', melhor dizendo, produção de células de microalgas, pois, como visto adiante, nem sempre esta lagoa funcionou como unidade anaeróbia, apresentando-se esverdeada em grande parte do período seco, e com elevados teores de oxigênio dissolvido.

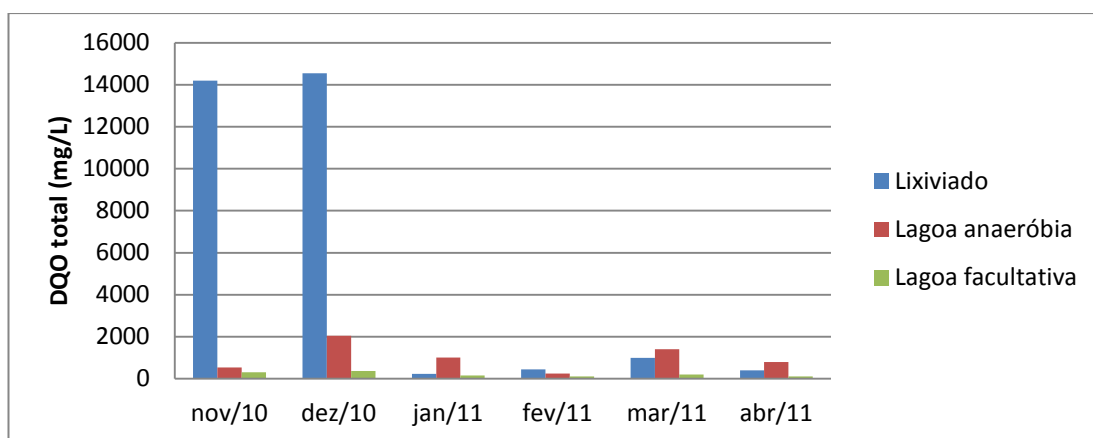


Figura 2.15: Valores de DQO total no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a abril de 2011.

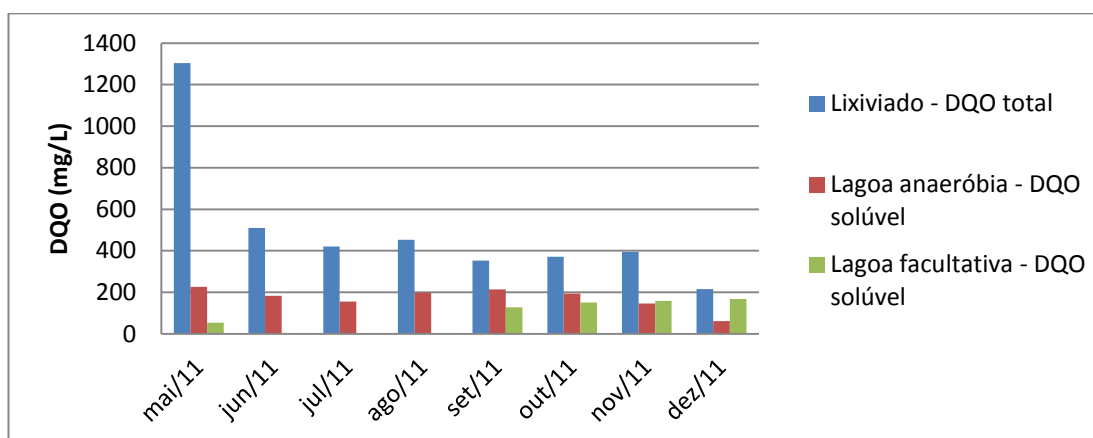


Figura 2.16: Valores de DQO total no lixiviado e DQO solúvel no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, maio a dezembro de 2011.

As medidas de DQO solúvel a partir de maio de 2011 indicam, em geral, remoção na primeira lagoa e no sistema como um todo (Figura 2.16). Com o avançar do período de seca, o fluxo da primeira para a segunda lagoa era interrompido e a segunda passava a depurar/armazenar apenas as

contribuições da época de chuvas. Com o reinício das chuvas, a DQO solúvel na lagoa facultativa cresceu, por vezes superando os valores registrados na lagoa precedente, podendo isso ser reflexo de aporte de material refratário até então retido na lagoa ‘anaeróbia’.

Seja como for, quando os dados são agregados por períodos de seca e de chuvas (Figura 2.17), os resultados, em geral, indicam remoção de DQO no sistema como um todo.

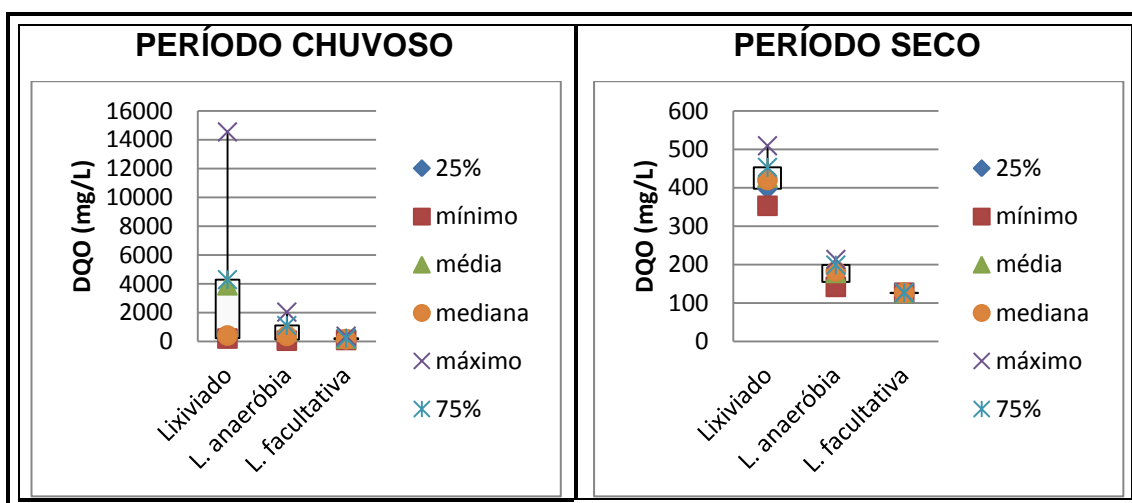


Figura 2.17: Variação dos valores de DQO total no lixiviado e da DQO solúvel no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

A partir do mês de maio, com o início do período de seca, a carga afluyente à lagoa anaeróbia sofreu elevada redução, tanto pela redução da DQO do lixiviado quanto pela vazão de efluente que passou a diminuir, até que cessou o aporte de efluentes à lagoa facultativa.

Rocha (2010) em estudo de um aterro sanitário em Caucaia, na Região Metropolitana de Fortaleza -CE, que recebia diariamente 3200 ton d⁻¹ de resíduos, verificou que o lixiviado do sistema de lagoas ficou armazenado e sem fluxo por aproximadamente três meses, tempo em que sua DQO foi reduzida. Segundo a autora, não se pode interpretar esta remoção como eficiência do sistema, visto que a eficiência é um parâmetro que deve ser analisado em um processo de fluxo contínuo, o que não ocorreu no período de estiagem.

Demanda bioquímica de oxigênio

As medidas de DBO_5 foram realizadas tal como as de DQO: análises de DBO total, de todas as amostras, de novembro de 2010 a abril de 2011 e de DBO total, no lixiviado, e DBO solúvel, nas lagoas, de maio a dezembro de 2011. O comportamento da DBO total no lixiviado foi também bem semelhante ao verificado para a DQO: contribuições elevadas em novembro e dezembro de 2010 (início das chuvas), seguidas de valores bem mais baixos, e assim permanecendo durante todo o período de estiagem (Figura 2.18 e Figura 2.19).

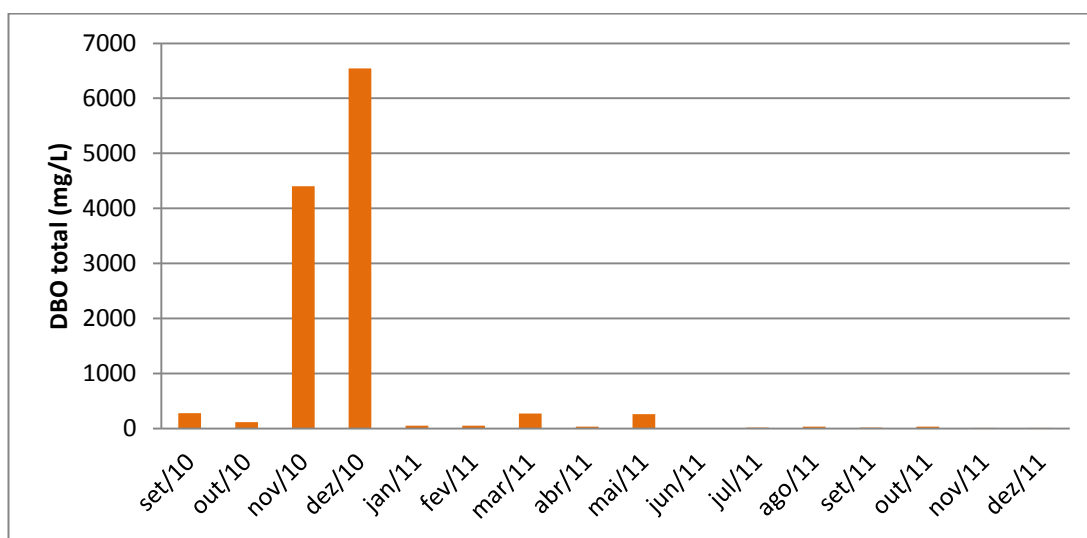


Figura 2.18: Valores de DBO total no lixiviado, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

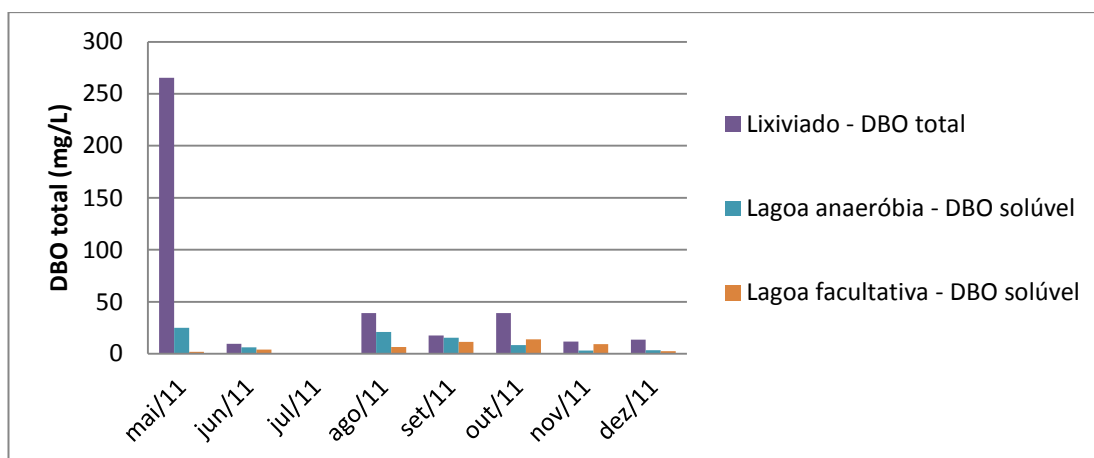


Figura 2.19: Valores de DBO total e solúvel no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, maio de 2011 a dezembro de 2011.

Em geral, as contribuições de DBO do lixiviado parecem ter sido removidas na primeira lagoa e no sistema como um todo (Figura 2.20) cabendo, entretanto, aqui também as observações feitas em relação à DQO sobre os efeitos da interrupção/retomada de fluxo entre as duas lagoas.

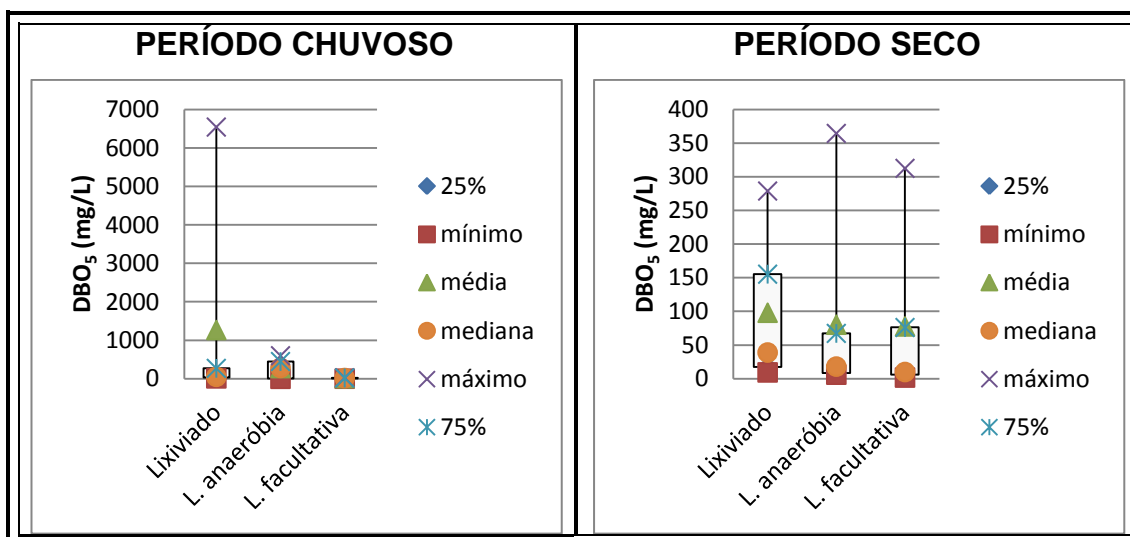


Figura 2.20: Variação dos valores de DBO total no lixiviado e de DBO solúvel nas lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Relação DBO₅/DQO

Com base na relação DBO₅/DQO, infere-se que, de forma geral, se trata de um lixiviado de difícil biodegradação (Tabela 2.6). Observa-se também que, em períodos de maior pluviosidade, houve aumento na relação DBO₅/DQO, o que pode ser justificado pelo aumento de lixiviado produzido nas células novas. Observa-se também que houve diminuição da relação DBO₅/DQO ao longo do período de monitoramento, sendo que no período chuvoso de 2010 a relação DBO₅/DQO foi muito maior que em 2011. Isso pode ser decorrente da natural diminuição de material de mais fácil biodegradação nas células do aterro sanitário com o passar do tempo de aterramento dos resíduos.

Tabela 2.6: Relação DBO₅/DQO do lixiviado produzido no aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a dezembro de 2011

nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11	out/11	nov/11	dez/11
0,31	0,45	0,22	0,12	0,27	0,09	0,20	0,02	0,04	0,09	0,05	0,11	0,03	0,06

Oxigênio dissolvido (OD)

O lixiviado apresentou concentração média e desvio-padrão de OD de $4,31 \pm 1,48 \text{ mg L}^{-1}$, elevando-se até $6,17 \text{ mg L}^{-1}$ no período de seca e decrescendo até $0,85 \text{ mg L}^{-1}$ durante as chuvas (Figura 2.21). Os valores mais baixos na época de chuvas devem estar relacionados às maiores contribuições de DBO e DQO nesse período, mas algumas concentrações de OD são surpreendentemente elevadas. Isso, por um lado, pode ser resultado de falhas na compactação dos resíduos no interior do aterro, favorecendo a circulação do ar.

Na Figura 2.21 percebe-se também a nítida influência do regime de chuvas nas condições de oxigenação das lagoas, com concentrações de OD predominantemente decrescentes ao longo do período chuvoso e crescentes durante o período de estiagem.

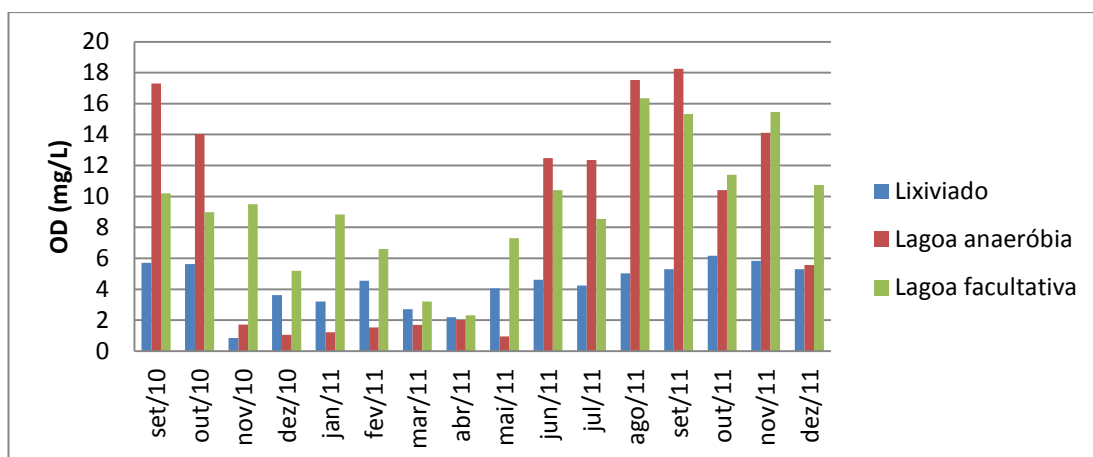


Figura 2.21: Valores de oxigênio dissolvido no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Durante boa parte do ano, principalmente nos períodos de estiagem, a pequena produção de lixiviado e as baixas cargas orgânicas afluentes à primeira lagoa fazem com que esta unidade, supostamente anaeróbia, opere, aparentemente, distante de tal condição. Com o início das precipitações no final de outubro e, por conseguinte, aumento da carga orgânica afluyente, nota-se redução substancial das concentrações de OD no ponto de coleta de amostras, sugerindo o estabelecimento de condições

anaeróbias nessa lagoa, até o encerramento das chuvas em maio, com novo ciclo de elevação do OD.

Dinâmica semelhante é observada na lagoa facultativa que, durante a maior parte do ano, não recebe contribuição da lagoa anaeróbia e não produz efluente para ser lançado no rio. Durante esse período, essa unidade apenas armazena e depura as contribuições do período de chuvas, funcionando em condições de elevada oxigenação, inferiores, entretanto, às verificadas na lagoa 'anaeróbia'. Nos meses de chuvas as concentrações de OD caem, pois essa lagoa passa a receber cargas orgânicas provenientes da unidade precedente, porém o sistema passa a funcionar de forma mais próxima à concepção original: lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa (Figura 2.22).

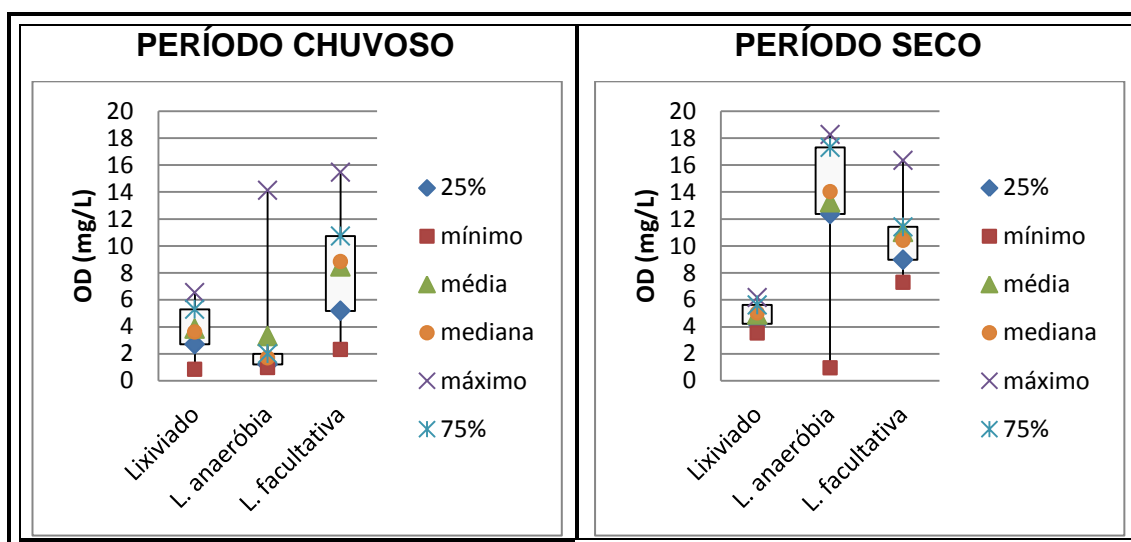


Figura 2.22: Variação dos valores de oxigênio dissolvido no lixiviado e no sistema de lagoas de estabilização, períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Nitrogênio orgânico e amoniacal

O lixiviado apresentou variações amplas de conteúdo de nitrogênio, preponderantemente na forma de amônia e com maiores concentrações em períodos de seca, provavelmente por efeito de diluição em época de chuvas. Por outro lado, as maiores concentrações de nitrogênio orgânico no lixiviado foram registradas no período de chuvas, possivelmente por efeito de

lixiviação precoce de material em estágio menos avançado de degradação (Figura 2.23, Figura 2.24 e Figura 2.25).

Em geral, os resultados indicam remoção de nitrogênio no sistema de tratamento, principalmente de amônia e na primeira lagoa (Figura 2.25). Como já referido, devido às baixas vazões e concentrações do lixiviado, em boa parte do período de estudo a primeira lagoa funcionou em condições que favoreceram a atividade fotossintética (comprovadas pelos elevados teores de OD e valores de pH, neste caso com valor médio no período de estiagem de 8,5 e pela cor esverdeada que esse apresentava), além de elevadas temperaturas, e conseqüentemente, a remoção de amônia por absorção pelas microalgas e, ou por volatilização. Na segunda lagoa, a remoção de amônia é, naturalmente, mais limitada, pois a carga afluenta já se encontra bastante atenuada. Por sua vez, as concentrações de nitrogênio orgânico mantêm-se praticamente constantes em relação à lagoa anterior e devem ser constituídas, essencialmente, por material celular das microalgas.

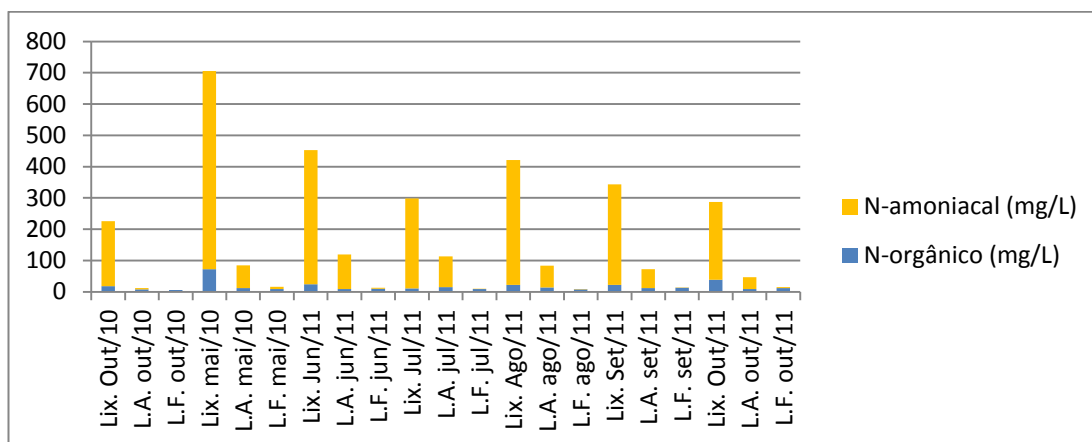


Figura 2.23: Série temporal de nitrogênio orgânico e amoniacal no lixiviado e no sistema Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa, relativo ao período seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a outubro de 2011.

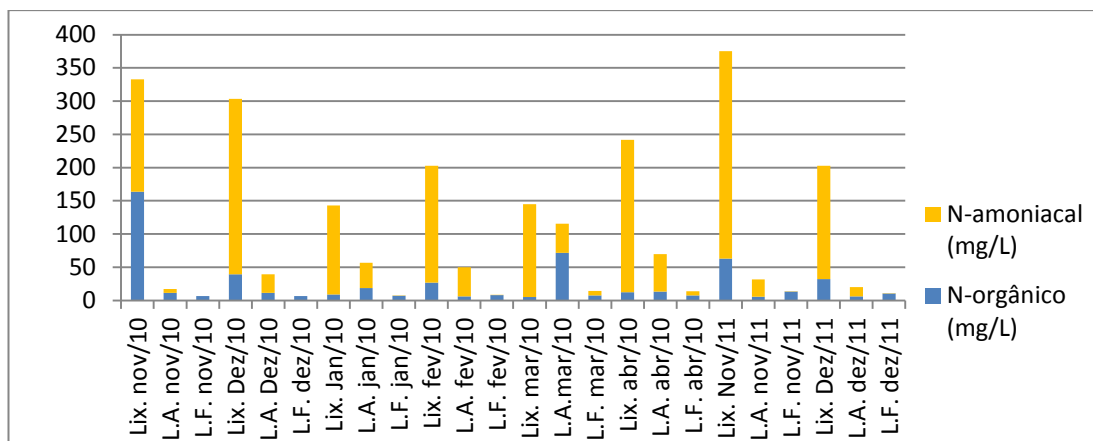


Figura 2.24: Série temporal de nitrogênio orgânico e amoniacal no lixiviado e no sistema Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa, relativa ao período chuvoso, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a dezembro de 2011.

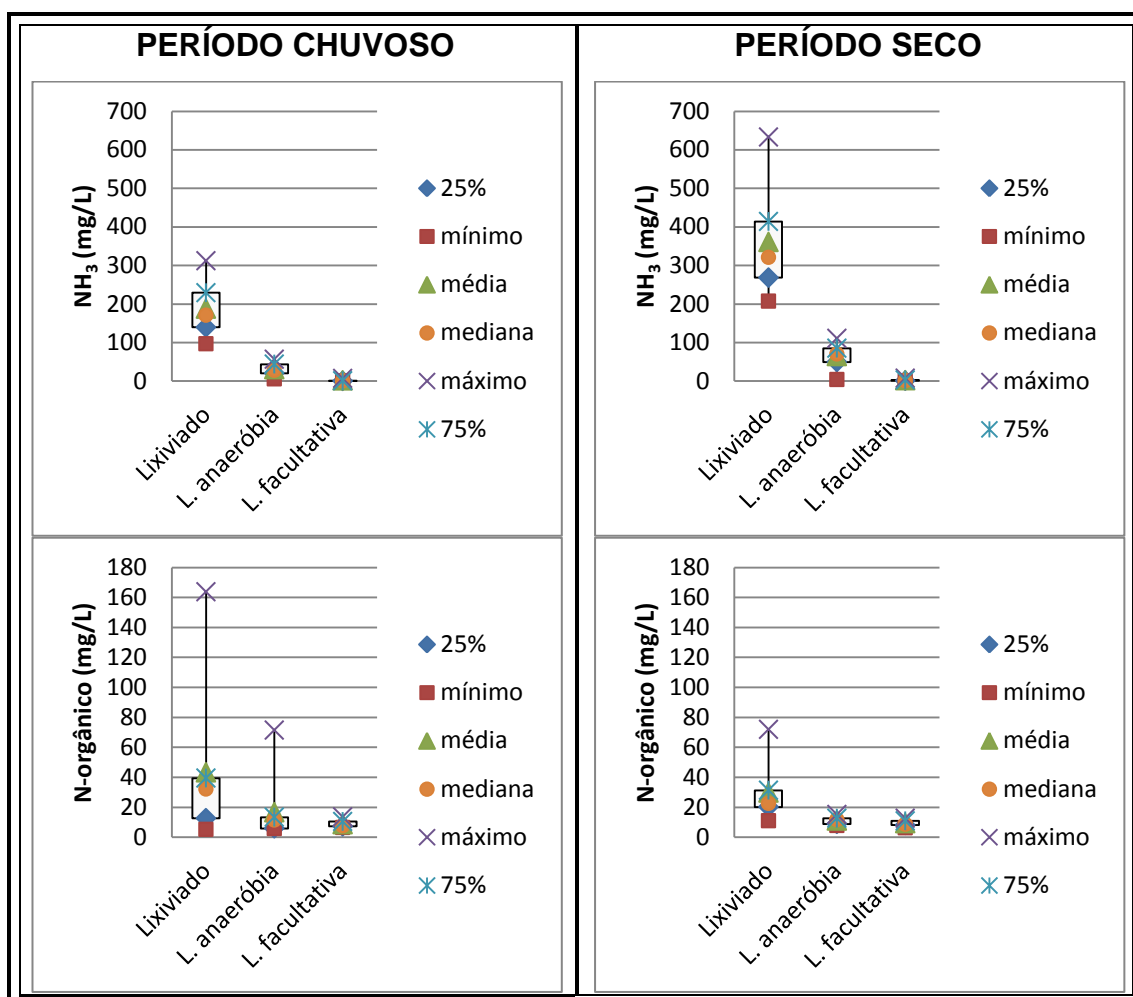


Figura 2.25: Variação dos valores de nitrogênio amoniacal e orgânico no lixiviado e nas lagoas de estabilização, nos períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a dezembro de 2011.

Fósforo

Na Figura 2.26 e na Figura 2.27 nota-se que o fósforo se apresentou no lixiviado em concentrações variáveis, mas sempre baixas, as quais se viram, em geral, reduzidas ainda mais na lagoa 'anaeróbia', de fato facultativa. Na segunda lagoa, notam-se oscilações entre decréscimo adicional e incremento (principalmente na época de chuvas) em relação à unidade anterior, certamente como resultado da complexa dinâmica do fósforo no meio aquático, envolvendo a assimilação pela biomassa de microalgas, sedimentação de material particulado (incluindo células de algas mortas), precipitação química e ressolubilização (CAVALCANTI *et al.*, 2001), além das características hidráulicas peculiares do sistema em estudo, com etapas de fluxo e não fluxo entre as duas lagoas.

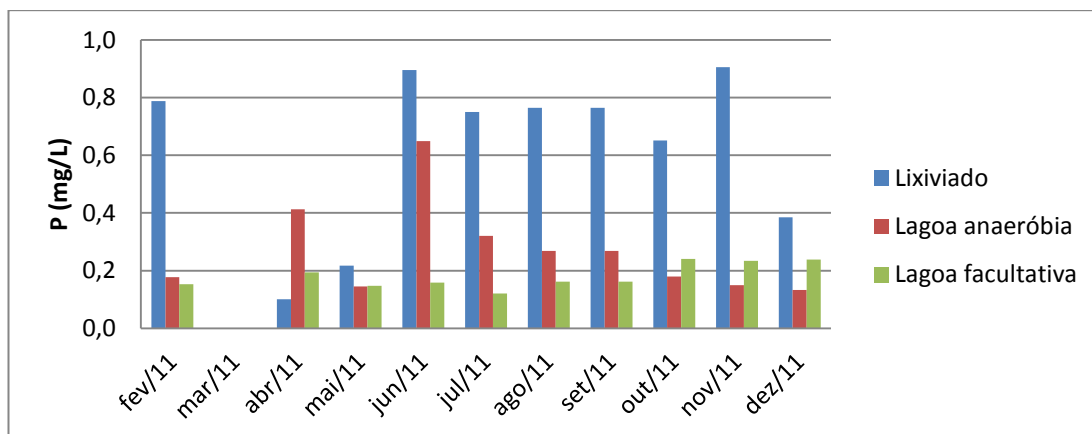


Figura 2.26: Valores de fósforo no lixiviado e nas lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, fevereiro de 2011 a dezembro de 2011.

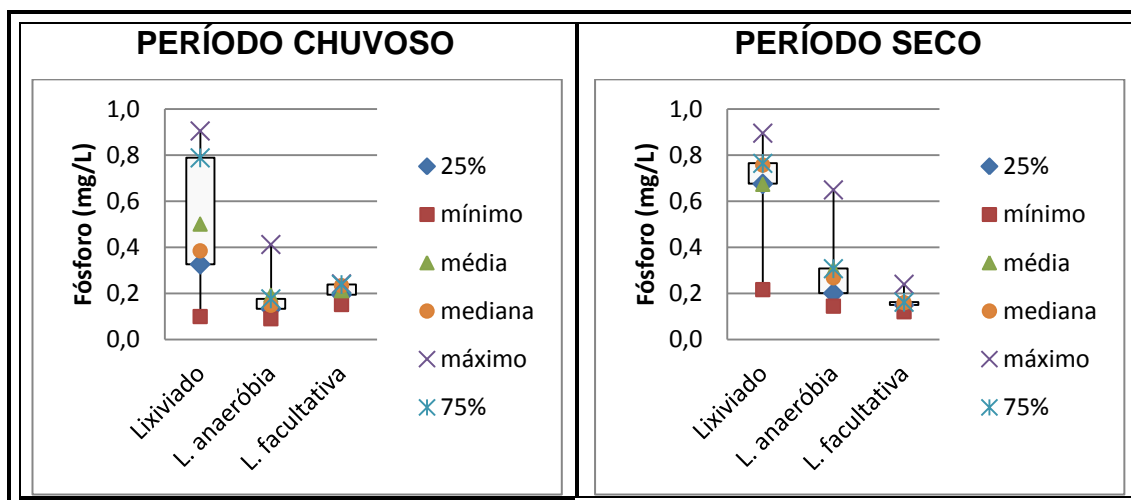


Figura 2.27: Variação dos valores de fósforo no lixiviado e nas lagoas de estabilização, nos períodos chuvoso e seco, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, fevereiro a dezembro de 2011.

Coliformes totais e *Escherichia coli*

As contagens de coliformes totais e *Escherichia coli* no lixiviado e nas lagoas variaram amplamente, o que é, até certo ponto, típico de análises bacteriológicas em amostras ambientais (Figura 2.28 a Figura 2.31).

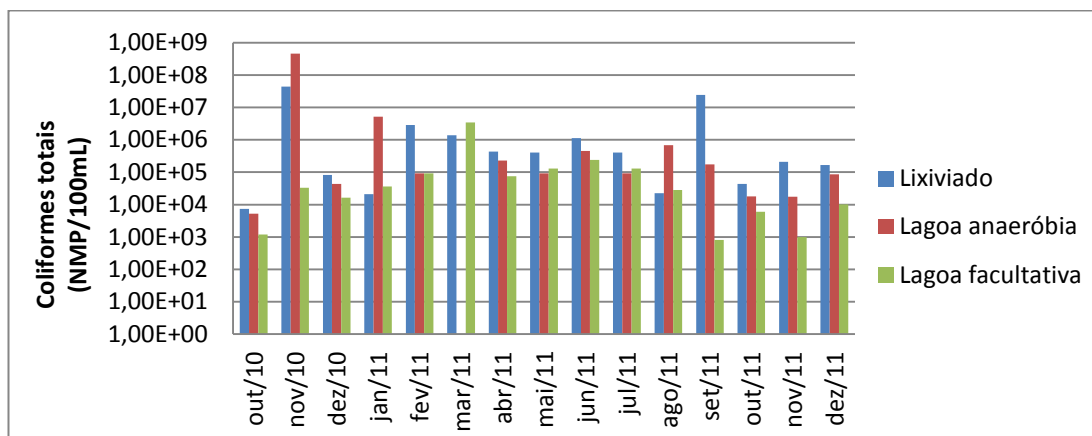


Figura 2.28: Valores de coliformes totais no lixiviado e nas lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a dezembro de 2011.

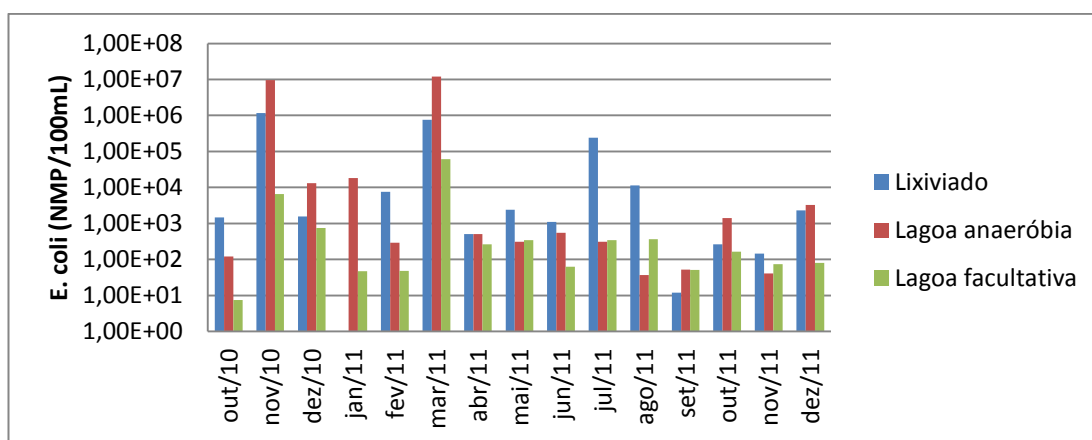


Figura 2.29: Valores de *E. coli* no lixiviado e nas lagoas de estabilização, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a dezembro de 2011.

Quando os dados são agregados por períodos de chuva e seca se nota, de forma geral e com base nos valores médios, tendência de decaimento de coliformes totais e *E.coli* no sistema como um todo (Figura 2.30 e Figura 2.31). No período de chuvas o decaimento se dá, essencialmente, na segunda lagoa; e no período de estiagem na primeira lagoa.

Na época de chuvas, pode ser que a contínua e mais intensa contribuição de lixiviado à primeira lagoa, sendo este um líquido de coloração escura, tenha interferido no mecanismo tido como determinante na inativação bacteriana em lagoas - a ação da radiação solar. No período de estiagem, com menor produção de lixiviado, esse efeito pode ter sido atenuado na primeira lagoa. Na segunda lagoa, como não há nesse período fluxo vindo da lagoa anterior, especula-se que as contagens aí registradas refiram-se a populações resistentes e remanescentes desde o período antecedente de chuvas, muito embora essas contagens tenham sido, por vezes, surpreendentemente elevadas.

De toda forma, e de modo geral, dados os elevados tempos de detenção hidráulica das lagoas, as remoções de coliformes totais e *E.coli* podem ser consideradas limitadas: pouco mais de 1 log no caso dos coliformes totais e de 1,5 a 2 log no caso da *E.coli*.

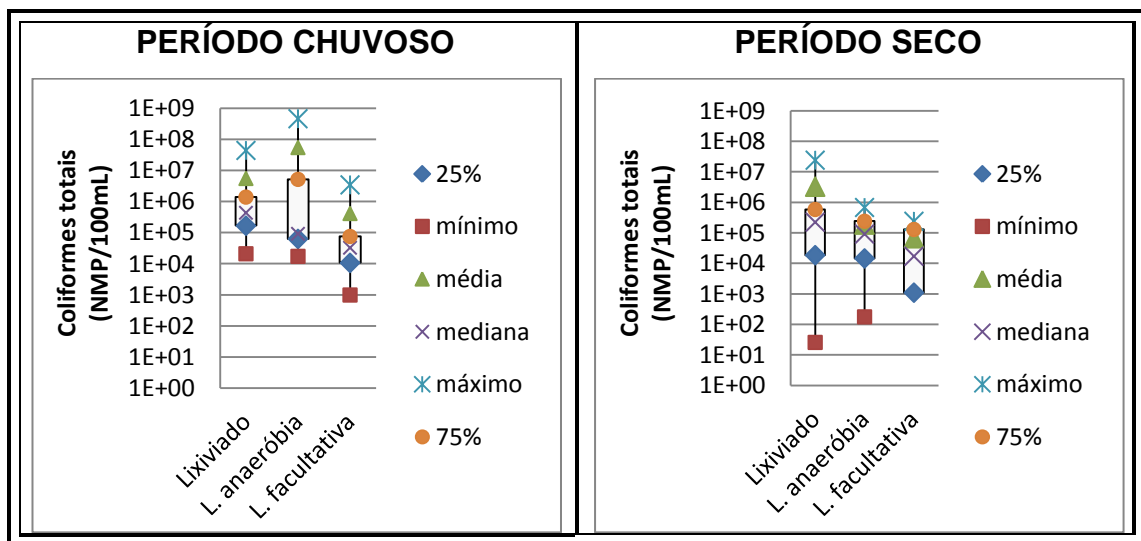


Figura 2.30: Comportamento das populações de coliformes totais no lixiviado e na série de lagoas nos períodos chuvoso e seco.

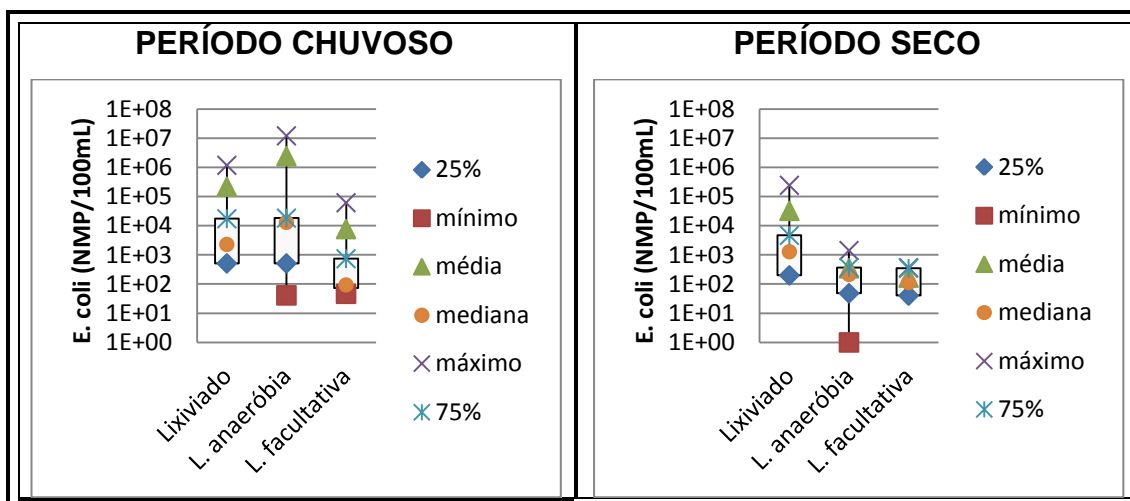


Figura 2.31: Comportamento das populações de *E. coli* no lixiviado e na série de lagoas nos períodos chuvoso e seco.

Metais

O lixiviado apresentou baixas concentrações de metais. Não foram detectados teores de Cd, Cr e Ni em nenhuma das amostras, ao longo de todo o período de monitoramento. Os limites de quantificação (LQs) encontram-se no Apêndice I. Cobre e chumbo apresentaram concentrações respectivas de 0,12 mg L⁻¹ e de 0,09 mg L⁻¹, apenas na campanha de outubro de 2010.

As concentrações elevadas de manganês, zinco, ferro e alumínio (Figura 2.32) no lixiviado em períodos chuvosos são, provavelmente, devidas à maior solubilização de metais em valores mais baixos de pH, típicos desse período (Figura 2.7) (BIDONE e POVINELLI, 1999, apud BIDONE, 2007). Em fevereiro, foi detectada concentração mais elevada de zinco na lagoa facultativa, possível reflexo de ressuspensão devida à ocorrência de chuvas no período.

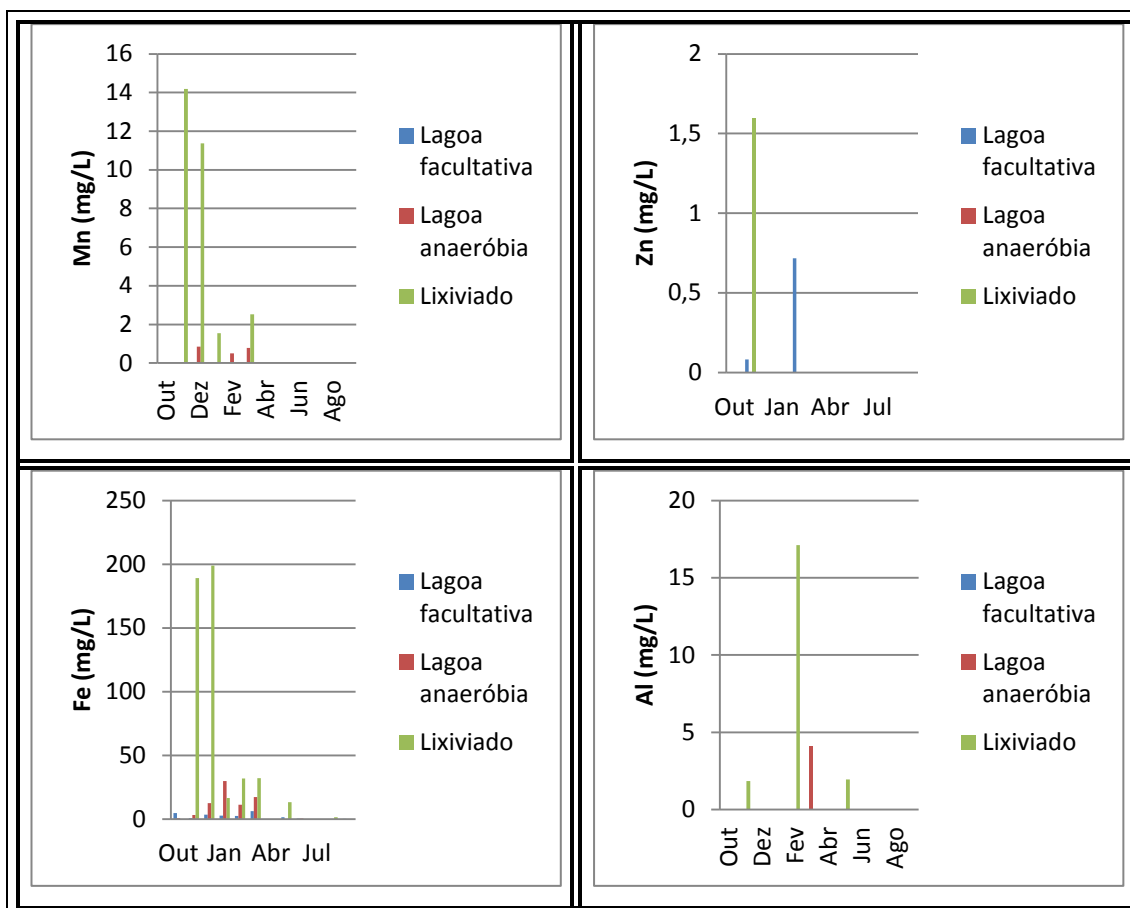


Figura 2.32: Comportamento dos elementos manganês, zinco, ferro e alumínio no lixiviado e nos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa durante o período de outubro de 2010 e outubro de 2011.

Observou-se maior remoção de metais ocorrida na lagoa anaeróbia, inferida pela maior quantidade de metais no seu lodo (Tabela 2.7).

Tabela 2.7: Concentrações dos metais nos lodos das lagoas anaeróbia e facultativa, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2011

Local de coleta do lodo	Concentrações dos elementos (mg L ⁻¹) ⁽¹⁾						
	Fe	Mn	Cu	Cr	Ni	Al	Zn
Lagoa anaeróbia	2135,34	62,45	1,72	3,22	1,05	4777,89	3,86
Lagoa facultativa	521,78	20,46	0,03	0,22	<LD	869,36	0,40

LD = Limite de detecção; (1) Não foram observadas concentrações de cádmio e chumbo acima do limite de detecção em ambos os lodos.

2.4.3 Considerações acerca dos parâmetros de dimensionamento e do funcionamento real do sistema de tratamento

Na Tabela 2.8 estão apresentados os limites de lançamento determinados pelas Resoluções CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005) e CONAMA N° 430/2011 (BRASIL, 2011), DN COPAM N° 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008) e as características do efluente da lagoa facultativa.

Tabela 2.8: Padrão de lançamento de efluentes e características do efluente final tratado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG

Variáveis	Padrão de lançamento	Efluente lançado						
		dez/ 10	jan/ 11	fev/ 11	mar/ 11	abr/ 11	mai/ 11	dez/ 11
pH	6 a 9	8,1	7,3	7,7	7,9	8,6	7,8	10,2
Temperatura (°C)	<40°C	30	35	30	32	27	25	28
DBO (mg L ⁻¹)	60 ⁽¹⁾	22	19	19	17	26	2	2
DQO (mg L ⁻¹)	180 ⁽²⁾	372	154	113	198	119	54	168
N-amoniacoal (mg L ⁻¹)	20	0	0,5	0,7	6,8	6,4	7,3	0,2
SST (mg L ⁻¹)	150 ⁽³⁾	NR	NR	NR	NR	NR	NR	52,8
Cd total (mg L ⁻¹)	0,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb total (mg L ⁻¹)	0,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cu dissolvido (mg L ⁻¹)	1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr ⁺⁶ (mg L ⁻¹)	0,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr ⁺³ (mg L ⁻¹)	1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe total (mg L ⁻¹)	15 ⁽⁴⁾	NR	NR	3,64	2,85	2,58	6,38	NR
Mn dissolvido (mg L ⁻¹)	1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Hg total (mg L ⁻¹)	0,01	0,001	NR	NR	0,001	0,002	0,001	NR
Ni total (mg L ⁻¹)	1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Zn total (mg L ⁻¹)	5	ND	ND	0,72	ND	ND	ND	ND

ND = Não detectado, menor que o limite de detecção (Apêndice A); NR: não realizado; SST: Sólidos em suspensão totais; (1) tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais; (2) tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais; (3) no caso de lagoas de estabilização; (4) Ferro dissolvido.

Em resumo, mesmo com funcionamento inconstante, no qual alteram-se as condições ambientais das lagoas, o sistema de tratamento quando produz efluente final, o faz com qualidade de acordo com o padrão de lançamento estabelecido pelas resoluções do CONAMA (com uma única exceção ao valor do pH em dezembro de 2011). Isso, devido aos elevados tempos de detenção hidráulica às baixas taxas de aplicação, tanto volumétrica na lagoa anaeróbia, quanto superficial na lagoa facultativa.

Embora a DQO do efluente tratado tenha superado o limite estabelecido nas Resoluções CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005), CONAMA N° 430/2011 (BRASIL, 2011), DN COPAM N° 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008) em dois eventos de amostragem (dezembro de 2010 e março de 2011) (Tabela 2.8), ao se considerar o critério de tratamento mínimo (55%), as exigências para o lançamento de efluentes estariam atendidas. Considerando a DQO média do lixiviado (2488 mg L^{-1}) e do efluente tratado (189 mg L^{-1}), a remoção médio de DQO seria de 93%. Porém, deve-se atentar para o fato apesar dos valores absolutos de DQO relativamente baixos, o efluente tratado pode, potencialmente, apresentar toxicidade, mas esse aspecto não foi avaliado no presente estudo.

Considerando a vazão média de produção do lixiviado ($Q = 0,74 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), o TDH médio da primeira lagoa seria 507 dias, o que, em si ajuda a explicar os resultados e a discussão anteriores sobre essa unidade não funcionar por um bom tempo em condições anaeróbias. Como já referido, Bidone (2007) cita valores de 20 a 50 dias para desenvolvimento de condições anaeróbias satisfatórias ao processo de estabilização de lixiviados. O cômputo das taxas de aplicação volumétricas da primeira lagoa (com base nas medições de vazão e das concentrações de DBO no lixiviado) revelam valores muito baixos e confirmam que essa lagoa raramente deve ter operado em condições estritamente anaeróbias (Figura 2.33).

Observe-se, como referido no item 2.3.2, que a lagoa 'anaeróbia', foi dimensionada com taxa de aplicação volumétrica de $0,25 \text{ kg DBO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 12 dias.

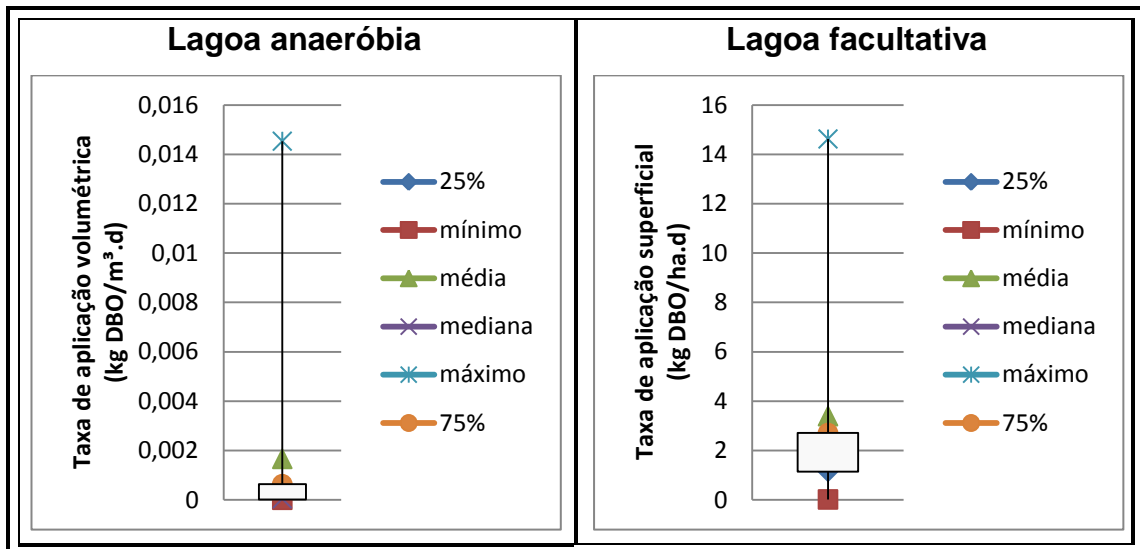


Figura 2.33: Variação das taxas de aplicação volumétrica na lagoa anaeróbia e superficial na lagoa facultativa, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, setembro de 2010 a dezembro de 2011.

Durante aproximadamente seis meses (entre maio e novembro/dezembro de 2011) a quantidade de lixiviado produzido não foi suficiente para gerar fluxo entre as lagoas e, assim, a segunda lagoa funcionou aproximadamente da seguinte maneira: (i) enquanto houve fluxo entre as duas lagoas no período de chuvas, considerando uma vazão média de produção do lixiviado de $1,29 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, o TDH médio da segunda lagoa seria 1130 dias; (ii) a partir do início do período de estiagem, no caso em abril, a carga orgânica afluyente à lagoa facultativa mantém-se armazenada, e até certo ponto sob depuração, durante mais de seis meses, até que, com o início das chuvas, seja restabelecido o fluxo a partir da primeira lagoa.

Mesmo quando houve fluxo entre as duas lagoas, as taxas de aplicação superficiais da segunda lagoa (calculados com base nas medições de vazão do lixiviado e das concentrações de DBO efluentes da primeira lagoa) revelam valores também muito baixos, confirmando que essa lagoa operou com larga folga (Figura 2.33). Como citado no item 2.3.2, a lagoa facultativa foi dimensionada com taxa de aplicação superficial de $250 \text{ kg DBO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e TDH de 90 dias.

Calculando a carga em termos de DQO obtém-se como médias valores de taxa de aplicação volumétrica de $4,9 \text{ g DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e de taxa de aplicação

superficial de $6,12 \text{ g DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, na lagoa anaeróbia e na facultativa, respectivamente.

Silva (2007), em estudo em escala piloto, com vazões constantes, taxa de aplicação volumétrica na lagoa anaeróbia de $186 \pm 77 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e taxas de aplicação superficiais nas lagoas facultativa e de maturação de, respectivamente, $106 \pm 45 \text{ kg DQO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $64 \pm 31 \text{ kg DQO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, ou seja, cargas muito superiores às do presente estudo, obteve 77% de remoção de DQO total; 94,3% de amônia; 83% de fósforo; 70% de DBO_5 e 78% de carbono orgânico total (COT).

Enfim, tudo isso indica o superdimensionamento do sistema de tratamento levando em consideração a situação atual de caracterização e produção do lixiviado.

2.5 Conclusões

O aterro avaliado apresentou, em consonância com a literatura, grande variabilidade, entre e durante os períodos chuvoso e seco, de produção e qualidade de lixiviado.

A produção e as características do lixiviado ficaram muito abaixo do previsto em projeto, fazendo com que o sistema de tratamento se apresente, no momento, superdimensionado e opere com folga considerável.

Como decorrência, a primeira lagoa opera, preponderantemente, como lagoa facultativa, com tempos de detenção hidráulica elevadíssimos.

Durante todo o período de estiagem não há fluxo entre as duas lagoas e, assim, durante esse período, a segunda lagoa apenas armazena, tratando até certo ponto, as contribuições do período de chuvas da primeira lagoa.

Mesmo quando o fluxo entre as duas é restabelecido no período de chuvas, a segunda lagoa opera também com folga considerável (taxas de aplicação baixíssimas e tempos de detenção hidráulica elevadíssimos).

Também não há produção de efluente na segunda lagoa ao longo do período de estiagem e, quando há, no período de chuvas, as exigências de padrão de lançamento da regulamentação ambiental são, em geral, satisfeitas. Observou-se, porém, decaimento bacteriano limitado apesar dos elevados tempos de detenção hidráulica.

Em suma, os resultados desse estudo sugerem esforços de levantamento de informações sobre o funcionamento real de sistemas de lagoas em aterros em funcionamento no país, com vistas à verificação de eventuais super ou subdimensionamentos.

Com base nos resultados do sistema aqui avaliado, parece fundamental revisar criticamente as estimativas de produção e concentração de lixiviados usualmente empregados como critérios de dimensionamento de lagoas. Constata-se ainda a dificuldade de dimensionar sistemas em fluxo contínuo

em locais onde as características climáticas fazem com que haja nítida divisão entre períodos secos e chuvosos.

Igualmente fundamental seria rever criticamente a adoção, quase automática, da configuração lagoa anaeróbia - lagoa facultativa em série. Neste estudo, a lagoa anaeróbia, como tal, parece desnecessária.

Fundamental também se torna o monitoramento e modelagem de sistemas em escala real, com vistas à definição de critérios de projeto próprios para lagoas de tratamento de lixiviados de aterros (por exemplo, a definição de coeficientes de remoção de DBO e de decaimento bacteriano), o que não foi possível no presente estudo em virtude das particularidades de funcionamento hidráulico do sistema avaliado. Antes disso, seria interessante conhecer de forma mais bem detalhada, por exemplo, por meio de estudos de bancada, a cinética de degradação de lixiviados de aterros.

Embora o sistema não tenha funcionado da maneira como foi projetado, constatou-se que, em geral, o efluente lançado atendeu aos padrões de lançamento definidos pela regulamentação em vigor. Outro fato importante a se destacar é que não houve lançamento de efluente tratado no corpo receptor durante aproximadamente metade do ano, e isso, em si constitui fator de proteção ambiental.

2.6 Referências bibliográficas

ALVES, R. V. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos: aspectos microbiológicos.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 128p. 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 16th ed. Washington DC, 1985.

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.

ANDRADE, S.M.A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG.** Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 182p. 2002.

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

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2010.** Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2010.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2012.

ASSUNÇÃO, F.A.L.; von SPERLING, M. Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 9th. Adelaide, Australia, 1 - 3 August 2011. **Proceedings...IWA**, Flinders University, 2010 (CD Rom).

BARLAZ, M. A. e HAM, R. K., Leachate and gas generation. In. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**, D. E. Daniel, Ed., Chapman and Hall, London, 1993, 113.

BASTOS, R. K. X. *et al.* Introdução. In. BASTOS, R. K. X. (Coord.) **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Viçosa, ABES, 2003, cap 1, p. 1-22.

BIDONE, R.F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso - Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS**. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 168 p. 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA N° 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.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.

CAMARGO VALERO, M. A.; MARA, D. D.. Ammonia volatilisation in waste stabilisation ponds: a cascade of misinterpretations? **Water Science and Technology**, v. 61, n.3., p.555-561, 2010.

CASTILHOS, A. B. *et al.* Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas. In. GOMES, L. P. (Coord.) **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009, cap 4, p. 139-171.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In. CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 2001, cap.3.

CURTIS, T. P., MARA, D. D., SILVA, S. A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. **Water Science and Technology**, v.26, n. 7,8, p. 1729-1738, 1992.

DIAS, A. L. S. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 165 p. 2012.

FARQUHAR, G. J. Leachate: production and characterization. **Journal of Civil Engineering.** 16. p. 317 - 325 , 1989.

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Situação do Tratamento e/ou Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos - Minas Gerais - 2011.** Disponível em: < <http://www.feam.br/minas-sem-lixoes> >. Acesso em: 28 mai. 2012.

FUJIMURA, A. S. *et al.* **Avaliação do sistema de tratamento do lixiviado do aterro controlado de Maringá.** VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, 27 a 30 de julho de 2009.

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/condicaoadevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf> Acesso em: 15 Set. 2010.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2011. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> Acesso em: 15 Mar. 2011.

JARDIM, F. Destino final: problema ou solução? **Gestão de resíduos**, v. 1, n. 1, p. 14-20, 2006.

JUCÁ, J. F. T. **Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas.** 10º SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga, Portugal, 16-19 setembro, 2002.

KJELDEN, P., *et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 32(4), p. 297-336, 2002.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In. GOMES, L. P. (Coord.) **Estudos de caracterização e tratabilidade de**

lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap 2, p. 26-59.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 01, de 05 de maio de 2008.** 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.

MINUZZI, R. B.; SEDIYAMA, G. C.; BARBOSA, E. M.; MELO JÚNIOR, J. C. F. Climatologia do Comportamento do Período Chuvoso da Região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.22, n.3, p. 338-344, 2007.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 4, n. 54, p. 344-351, 1982.

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.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In. GOMES, L. P. (Coord.) **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap 1, p. 19-25.

RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa, MG, 127p. 2007.

ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no Aterro da Muribeca (PE).** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, PE, 151p. 2005

ROCHA, E. M. R. **Avaliação de sistemas de pós-tratamentos de lixiviados por processos biológicos e oxidativos avançados e o desenvolvimento analítico para detecção e quantificação de compostos recalcitrantes.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Ceará, CE, 245p. 2010

SEMAD/FEAM/UFV (2011). **Relatório Final do Convênio SEMAD/FEAM/UFV - Projeto Minas Sem Lixões**. DEC/UFV, Viçosa (MG), Em formato digital (CD).

SENZIA, M. A.; MAYO, A. W.; MBWETTE, T. S. A. Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. **Ecological Modelling**, v. 154, n. 23, p. 207–215, 2002.

SILVA, J. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 218p. 2007.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. Possibilidades do tratamento físico-químico para redução de carga orgânica e precipitação de metais pesados do chorume produzido em aterro sanitário. In: Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, IX. Porto Seguro- BA. 9 a 14 de abril, 2000. **Anais...ABES** (CD Rom).

SOUTO, G. D'A. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP, 371p. 2009.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. **Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, de 2 a 7 de setembro de 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007 (CD Rom).

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2.ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

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

3 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ENTORNO DOS ATERROS SANITÁRIOS DE BARÃO DE COCAIS E VISCONDE DO RIO BRANCO, MINAS GERAIS

3.1 Introdução

As águas subterrâneas são de essencial importância no cenário de captação de água. Segundo a PNSB 2008, 12,36% dos municípios brasileiros contavam com captação de água em poço raso, sendo que desses, 13,81% não possuíam nenhuma proteção dos mesmos. Nesta mesma pesquisa, informa-se que 63,71% dos municípios captavam água de poços profundos e desses, 4,17% não possuíam proteção da captação. No total, 4233 municípios brasileiros utilizam águas subterrâneas como fonte de abastecimento (IBGE, 2010).

O crescimento descontrolado da perfuração de poços tubulares e das atividades antrópicas que contaminam os aquíferos faz com que se torne a cada dia mais importante a avaliação da qualidade da água subterrânea para o gerenciamento deste recurso hídrico no Brasil (ANA, 2007).

A contaminação da água subterrânea através do lixiviado resultante da disposição inadequada de resíduos sólidos é uma realidade em nosso país. Segundo a PNSB 2008, 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% (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). Para a escolha de uma área ideal para a implantação do aterro sanitário são observadas diferentes variáveis, tanto físicas quanto sociais e econômicas, incluindo: dados geotécnicos, geomorfológicos, pedológicos, hidrogeológicos, de infraestrutura, dados legais e socioeconômicos (NUNES *et al.*, 2006).

Geralmente, a escolha de locais com características hidrogeológicas ideais para a disposição de RSU ou resíduos perigosos não é algo fácil. Razões estéticas e de custos de transporte, principalmente, é que tornam certas áreas impróprias para construção dos aterros sanitários. Estas e outras razões é que tornam comum muitos locais de disposição de resíduos apresentarem algumas características hidrogeológicas desfavoráveis. Porém, em locais planejados e operados devidamente, pode haver a disposição dos resíduos sem praticamente nenhum risco de contaminação das águas subterrâneas (FILHO, 2008a).

3.1.1 Objetivos

Geral:

- Analisar se a disposição dos resíduos sólidos urbanos está impactando as águas subterrâneas no entorno dos aterros sanitários de Barão de Cocais e Visconde do Rio Branco em Minas Gerais.

Específicos:

- Investigar a qualidade da água subterrânea nos poços de monitoramento dos aterros sanitários;
- Comparar os valores encontrados com os padrões para consumo humano e dessedentação de animais, determinados pelas legislações específicas;
- Determinar se há inconformidades e contaminação microbiológica e/ou por elementos traço.

3.2 Revisão bibliográfica

3.2.1 Águas subterrâneas

A água subterrânea é definida como aquela que ocorre abaixo do nível freático ou nível de saturação, presente nas formações geológicas aflorantes e parcialmente saturadas, e nas profundas, totalmente saturadas (FILHO, 2008b). Na hidrogeologia, o termo “água subterrânea” refere-se somente à água que circula na zona saturada do solo, embora toda água situada abaixo da superfície da Terra seja, evidentemente, subterrânea (FILHO, 2008b).

Abaixo da superfície do terreno, a água contida no solo e nas formações geológicas ao longo da vertical, de acordo com a proporção relativa ao espaço poroso ocupado, é dividida basicamente em duas zonas horizontais: saturada e não saturada (FILHO, 2008b). A superfície freática é o limite que separa as duas zonas, sendo definida como o lugar geométrico dos pontos em que a água se encontra submetida à pressão atmosférica (Figura 3.1). A zona saturada é aquela situada abaixo da superfície freática, onde todos os vazios estão preenchidos com água. A zona não saturada ocorre acima da superfície freática, entre ela e a superfície do terreno. Ela é subdividida em três partes: zona capilar – a que se estende da superfície freática até o limite de ascensão capilar da água; zona intermediária – localizada entre o limite de ascensão capilar da água e o limite de alcance das raízes das plantas; e zona de água do solo – situada entre o limite radicular nas plantas e a superfície do terreno (FILHO, 2008b).

Segundo Freeze e Cherry (1979), um aquífero é mais bem definido como unidade geológica permeável saturada que pode transmitir quantidades significantes de água sobre condições usuais de gradiente hidráulico. Já os aquícludes são definidos como unidades geológicas saturadas, incapazes de transmitir quantidades significativas de água sob as mesmas condições.

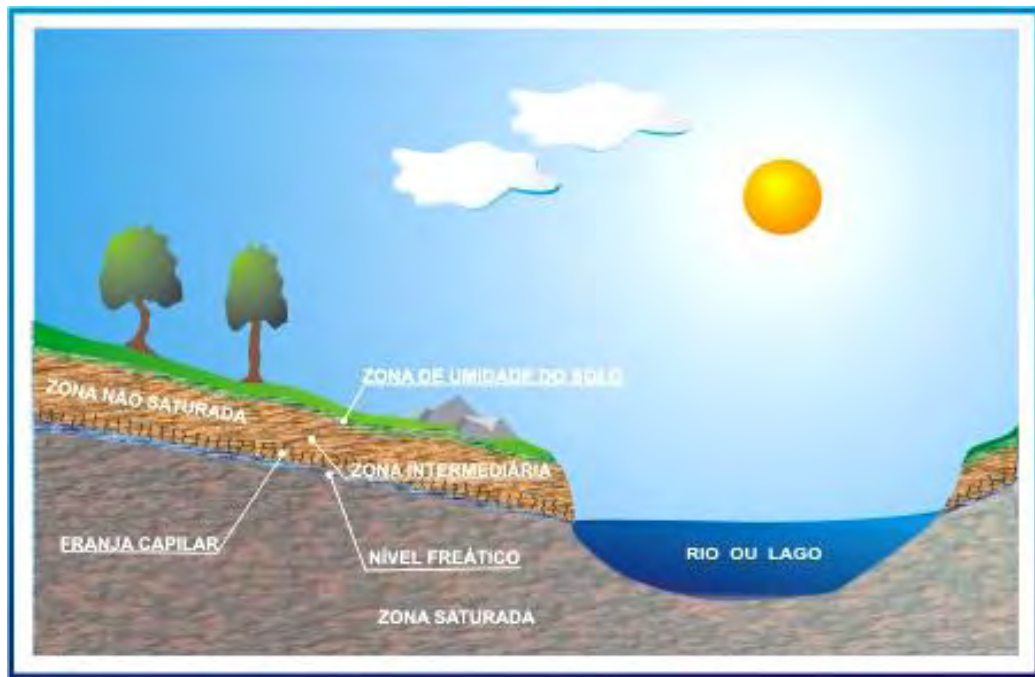


Figura 3.1: Caracterização esquemática das zonas não saturada e saturada no subsolo. Fonte: Borghetti *et al.*, 2004.

Os aquíferos, segundo Rebouças (2008), são definidos como: “corpos rochosos formados por sequências alternadas de siltes/siltitos ou por misturas em proporções variadas de argilas, siltes/siltitos e arenitos finos”. Isto faz com que haja sensível redução do coeficiente de porosidade efetiva e da condutividade hidráulica, pois os interstícios dos grãos são parcialmente ocupados por partículas de menores tamanhos. Desta maneira, há, comparativamente, menor volume de estocagem nestas camadas e seus fluxos são mais lentos ou tardios. No entanto, pode ocorrer, local e ocasionalmente, a presença de camadas arenosas intercaladas que se comportam como aquíferos relativamente promissores, proporcionando vazões suficientes para o abastecimento doméstico e industrial.

Os aquíferos mais comuns são os formados por: areias inconsolidadas e cascalhos, rochas sedimentares permeáveis - como os arenitos e calcários, e rochas vulcânicas e cristalinas fortemente fraturadas. Os aquíferos mais comuns constituem-se de argilas, xistos e rochas cristalinas densas (FREEZE e CHERRY, 1979).

Os aquíferos podem ser confinados ou não-confinados. Os aquíferos confinados são aqueles confinados entre duas camadas impermeáveis. Já os aquíferos não-confinados, também conhecidos como aquíferos freáticos, são aqueles em que o lençol freático consiste em seu limite superior (FREEZE e CHERRY, 1979).

No Brasil, a reserva total de água subterrânea é da ordem de 112.000 km³, dos quais cerca de 90% encontram-se nas bacias sedimentares. Estes depósitos formam, normalmente, uma sequência alternada de camadas arenosas e argilosas/siltosas, tendo como consequência a formação de aquíferos, em sua maioria, do tipo confinado (REBOUÇAS, 2008).

O Brasil é atualmente dividido em 10 províncias hidrogeológicas e 15 subprovíncias (MENTE, 2008), que são definidas como regiões de características gerais semelhantes com relação às principais ocorrências de águas subterrâneas (TOLMAN, 1937, *apud* MENTE, 2008). Destacam-se, dentre outros, os fatores geológico e fisiográfico para a definição de uma província hidrogeológica, sendo o fator geológico o mais importante, devido ao fato da litologia, da estrutura e da tectônica controlarem as condições de ocorrência, movimento e qualidade das águas subterrâneas (MENTE, 2008).

3.2.2 Disposição de resíduos sólidos urbanos

Segundo Capelo Neto e Castro (2005) o 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).

A disposição de embalagens metálicas usadas, tanto as ferrosas como as não ferrosas, em aterros sanitários, constitui a principal fonte de metais

posteriormente encontrados nos lixiviados. Deve-se dar atenção também aos materiais de cobertura empregados, que eventualmente podem ser fontes dessas substâncias. Em aterros jovens, o ambiente ácido (fase acidogênica) dentro do aterro pode solubilizar os íons metálicos, proporcionando assim lixiviados com alto teor de Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd. O aumento de pH após essa fase (fase metanogênica) faz com que as concentrações dos metais tenda a decair com o tempo (LANGE e AMARAL, 2009).

A capacidade dos metais em formar complexos organometálicos por reações de complexação com moléculas orgânicas consiste em seu maior problema, pois isso facilita o seu transporte e a mobilidade de diversos contaminantes orgânicos (ANDRADE, 2002). Devido à redução de metais adsorvidos na matriz do aquífero, as concentrações destes componentes aumentam em condições favoráveis, próximas ao aterro e pode acarretar em sérios riscos tóxicos (MOR *et al.*, 2006). As reações de redução mais importantes devidas ao lixiviado são as reduções de Fe e Mn a espécies mais solúveis (MOR *et al.*, 2006).

A Lei N° 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), que regulamenta a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, determina que sejam enviados aos aterros sanitários somente os rejeitos, que são definidos como “resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”.

Dentre outras disposições, a Lei, através do Art. 33, determina que os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de:

“I - agrotóxicos, seus resíduos e embalagens, assim como outros produtos cuja embalagem, após o uso, constitua resíduo perigoso, observadas as regras de gerenciamento de resíduos perigosos previstas em lei ou regulamento, em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama, do SNVS e do Suasa, ou em normas técnicas; II - pilhas e baterias; III - pneus; IV - óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens; V - lâmpadas

fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista; VI - produtos eletroeletrônicos e seus componentes” são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa, mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos”.

Com esses mecanismos sendo trabalhados no contexto do ciclo de vida dos produtos, além de ações tomadas pela sociedade e governo para conscientização a respeito dos resíduos sólidos, acredita-se que no futuro seja menor a quantidade de RSU enviados aos aterros sanitários.

3.2.3 Elementos traço e consequências para a saúde humana

Alumínio

O alumínio, assim como seus sais, pode ser utilizado para diversos fins, como por exemplo: no tratamento da água, como aditivo alimentar, na fabricação de latas, telhas, papel alumínio e na indústria farmacêutica. Ele apresenta diferentes formas de ocorrência na água, sendo influenciado pelo pH, temperatura e presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. Apresenta baixa solubilidade em pH entre 5,5 e 6,0. Em águas com pH neutro, as concentrações de alumínio dissolvido variam de 0,001 a 0,05 mg L⁻¹, aumentando para 0,5 - 1 mg L⁻¹ em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica. Em águas afetadas por descargas de mineração, extremamente ácidas, as concentrações de alumínio dissolvido podem ser maiores que 90 mg L⁻¹. A concentração de alumínio está associada com o período de chuvas, elevando-se nesse período sendo, portanto, associado também com a alta turbidez (CETESB, 2009).

Não há indicação de carcinogenicidade para o alumínio (CETESB, 2009). Segundo Cortecci (2012), tem-se considerado que a doença de Alzheimer seja correlacionável com acúmulo de alumínio em regiões críticas do cérebro e com a formação de ligações alumínio-DNA. Altos teores de alumínio (>15

mg L⁻¹) em água usada na diálise foi uma das possíveis causas de distrofia óssea nos pacientes com problemas renais graves tratados por hemodiálise com esta água (CORTECCI, 2012).

Cádmio

A liberação de cádmio para o meio ambiente ocorre através de efluentes industriais, principalmente, os provindos de galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos, bem como por poluição difusa causada por fertilizantes e poluição do ar local. Em águas não poluídas, sua concentração é normalmente inferior a 1 µg L⁻¹ (CETESB, 2009).

A ingestão de altas concentrações de cádmio, através da água e alimentos, causa irritação no estômago, podendo levar à morte. Já a exposição crônica ao cádmio pode danificar os rins. Por ser um metal que se acumula em organismos aquáticos, é possível a sua entrada na cadeia alimentar (CETESB, 2009).

Chumbo

Segundo CETESB (2009), o chumbo apresenta ampla aplicação industrial, sendo utilizado na fabricação de baterias, tintas, esmaltes, inseticidas, vidros, ligas metálicas, etc. Está presente também no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos. Sua presença na água ocorre por deposição atmosférica ou lixiviação do solo (CETESB, 2009).

Os efeitos à saúde podem ser de forma aguda ou crônica. O chumbo pode afetar quase todos os órgãos e sistemas do corpo, sendo que o mais sensível é o sistema nervoso. Doses de 0,1 a 0,4 mg L⁻¹ podem ser letais para peixes, embora alguns resistam até 10 mg L⁻¹ em condições experimentais (CETESB, 2009). O saturnismo, patologia mais frequente em casos de envenenamento por chumbo, apresenta uma série de sintomas, incluindo desordens neurológicas muito graves. Em crianças a encefalopatia pode levar a danos irreversíveis do cérebro (CORTECCI, 2012).

Cobre

O cobre pode ser utilizado na fabricação de tubos, válvulas, acessórios para banheiro e está presente em ligas e revestimentos. Sua dispersão para o meio ambiente pode ocorrer através de corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir do seu uso agrícola, da precipitação atmosférica de fontes industriais e da mineração de cobre ou de outros metais (CETESB, 2009).

É um elemento que, em geral, apresenta baixas concentrações em águas naturais (SANTOS, 2008). Doses elevadas de cobre são muito mais nocivas para peixes que para o homem. Concentrações de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ são letais para peixes como a truta, o bagre, carpas, dentre outros. Doses acima de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ são letais para microrganismos (CETESB, 2009). As patologias mais comuns são problemas gastrintestinais e, em menor escala, complicações hepato-renais e anemias hemolíticas (CORTECCI, 2012).

Cromo

A utilização do cromo é comum na produção de ligas metálicas, de estruturas da construção civil, fertilizantes, tintas, curtumes, preservativos para madeira, entre outros usos. A maioria das águas superficiais contem entre 1 e $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de cromo, e sua concentração na água subterrânea geralmente é baixa ($<1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) (CETESB, 2009).

Os números de oxidação mais comuns do cromo são: +2, +3 e +6 (SANTOS, 2008). Na forma trivalente, é essencial ao metabolismo humano e sua carência causa doenças. Já na forma hexavalente, é tóxico e cancerígeno, sendo que os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do cromo hexavalente (CETESB, 2009). Cortecci (2012) relata que o excesso de cromo é tóxico e que, particularmente, o cromo hexavalente pode ser mutagênico em nível celular, podendo reagir com o DNA, o que induziria a erros “de leitura” durante a fase de duplicação da cadeia nucleotídica do ácido nucléico.

Ferro

Os minerais ferromagnesianos, como por exemplo os piroxênios, olivinas e biotita são os principais minerais portadores de ferro. Ele ocorre geralmente associado ao manganês e confere à água sabor adstringente e cor quando oxidado (SANTOS, 2008). Sua principal forma de ocorrência é Fe^{+3} , podendo também ocorrer como Fe^{+2} (SANTOS, 2008). É encontrado principalmente em águas subterrâneas devido à reação de sua dissolução pelo gás carbônico da água, tornando-se carbonato ferroso (FeCO_3), solúvel e frequentemente encontrado em águas de poços com elevadas concentrações de ferro. Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido a fatores como o carreamento de solos e erosão das margens (CETESB, 2009). Segundo Cortecci (2012), o excesso de ferro parece contribuir para carcinogênese.

Manganês

O manganês é um elemento essencial para muitos organismos, incluindo o homem. Seus compostos apresentam uso na indústria do aço, ligas metálicas, baterias, vidros, oxidantes para limpeza, fertilizantes, vernizes, suplementos veterinários, entre outros usos.

É um elemento que se apresenta principalmente na forma Mn^{+2} , podendo ocorrer como Mn^{+3} . Assemelha-se ao ferro tanto quimicamente quanto na sua forma de ocorrência em águas subterrâneas, porém apresentando concentração, em geral, menor que a do ferro visto que é menos abundante nas rochas (SANTOS, 2008). Ele ocorre naturalmente na água superficial e subterrânea, raramente atingindo concentrações de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ em águas superficiais naturais. Normalmente, está presente em quantidades de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ ou menos. As atividades antropogênicas são também responsáveis pela contaminação da água (CETESB, 2009).

Mercúrio

Está presente na forma inorgânica na água superficial e subterrânea, sendo que as concentrações estão, geralmente, abaixo de $0,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, embora

depósitos de minérios possam elevar a concentração do metal na água subterrânea (CETESB, 2009). Em ambientes aquáticos, principalmente, a ação de microrganismos ou determinadas condições físico-químicas podem promover a ligação de íons de mercúrio de compostos inorgânicos a moléculas orgânicas, formando compostos orgânicos de mercúrio, como o metilmercúrio e o dimetilmercúrio (TINÔCO, 2008).

O mercúrio é usado na produção eletrolítica do cloro, em equipamentos elétricos, amalgamas e como matéria prima para compostos de mercúrio, sendo largamente utilizado em garimpos para extração do ouro, no nosso país (CETESB, 2009).

É altamente tóxico ao homem, sendo que doses de 3 a 30 g são letais. Apresenta efeito cumulativo e provoca lesões cerebrais. A intoxicação aguda é caracterizada por náuseas, vômitos, dores abdominais, diarreia, danos nos ossos e morte, podendo ser fatal em 10 dias (CETESB, 2009).

Níquel

É utilizado, assim como seus compostos, em galvanoplastia, na fabricação de aço inoxidável, manufatura de baterias Ni-Cd, moedas, pigmentos, entre outros usos. Em águas superficiais naturais sua concentração pode chegar a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, podendo ser encontrado em valores elevados em áreas de mineração (CETESB, 2009).

Não é estabelecido um valor máximo permitido para níquel na água potável pela Portaria 518/04, porém a Organização Mundial da Saúde recomenda o valor de $0,07 \text{ mg L}^{-1}$. Em indivíduos sensíveis (cerca de 10 a 20% da população), doses elevadas podem causar dermatites. O efeito adverso mais comum da exposição a este elemento é uma reação alérgica (CETESB, 2009).

Zinco

O zinco, assim como seus compostos são largamente utilizados na fabricação de ligas e latão, galvanização do aço, na borracha como pigmento branco, suplementos vitamínicos, protetores solares, desodorantes, xampus, etc. Sua presença é comum nas águas superficiais

naturais, em concentrações geralmente abaixo de $10 \mu\text{g L}^{-1}$; em águas subterrâneas ocorre entre $10\text{-}40 \mu\text{g L}^{-1}$ (CETESB, 2009). Entre os metais pesados é o mais solúvel e os seus sais são altamente persistentes na água (SANTOS, 2008).

Quando ingerido em concentrações muito elevadas, caso extremamente raro, o zinco se torna prejudicial à saúde (CETESB, 2009).

3.2.4 Casos de contaminação de água subterrânea por elementos traço em áreas de disposição de RSU

Oliveira e Pasqual (2001) estudaram o local de disposição de resíduos sólidos da cidade de Botucatu (SP), um aterro controlado, e observaram que a água subterrânea apresentou contaminação pelo lixiviado. As águas subterrâneas apresentaram concentrações de Cd ($0,026 \text{ mg L}^{-1}$) e Pb ($0,065 \text{ mg L}^{-1}$) e pH ácido, em não conformidade com o limite permitido pelo padrão de potabilidade da legislação vigente à época, a Portaria do Ministério da Saúde N° 36/90, que apresentava limites de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ para cádmio, $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para chumbo e pH entre 6,5 e 8,5.

Mondelli (2004), em estudo do aterro sanitário de Bauru (SP), detectou a presença de cromo, chumbo, níquel, cádmio, ferro e zinco acima dos limites estabelecidos para intervenção segundo a CETESB. No poço PP-1, a jusante da área de disposição, foram encontrados teores mais elevados de DBO, DQO, condutividade, cloretos, ferro, zinco e cromo para as duas campanhas realizadas, sendo indicado como o mais susceptível à pluma de contaminação. No poço a montante foram encontrados teores de cádmio e chumbo, acima do permitido para potabilidade, além dos mais elevados teores de coliformes totais, nas duas campanhas realizadas, indicando que pode haver outras fontes de contaminação da área, principalmente devido à existência de criação de gado a montante do aterro.

Pessanha (2011) realizou trabalho de investigação quanto à qualidade da água subterrânea no Aterro Sanitário de Visconde do Rio Branco (MG), uma

das áreas de estudo deste trabalho. Ele detectou concentrações elevadas de ferro e manganês nas águas provenientes dos poços de monitoramento, chegando-se a concentrações da ordem de 325 mg L⁻¹ e 49 mg L⁻¹, respectivamente. Houve inconformidades com relação aos elementos cromo e níquel, em diversas campanhas, nos diferentes poços, porém, sendo mais elevada nos poços a jusante. Foi detectada a presença de E. coli em todos os poços, levando à recomendação de instalação de outro poço a montante para servir como branco, visto que este apresentava-se sob influência da área de disposição.

Mor *et al.* (2006) avaliaram a poluição das águas subterrâneas em um aterro de resíduos sólidos municipais em Nova Delhi, Índia, detectaram concentrações relativamente altas de alguns íons, incluindo Fe e Zn, que provavelmente indicam que a qualidade da água subterrânea tem sido afetada, significativamente, pela percolação do lixiviado. A presença de coliformes totais e fecais alerta para a má qualidade da água do aquífero, não sendo indicado o seu uso para abastecimento doméstico e outros usos.

3.3 Materiais e métodos

3.3.1 Caracterização do local de estudo: aterro sanitário de Barão de Cocais – MG.

O município de Barão de Cocais localiza-se na Zona Centro-Leste do estado de Minas Gerais, na Serra da Cambota, a 93 km da capital, Belo Horizonte. Em 2010 possuía uma população de 28.432 habitantes (IBGE, 2011). É limitado pelos municípios de Bom Jesus do Amparo, Caeté, Santa Bárbara e São Gonçalo do Rio Abaixo e possui área de 341 km². Localiza-se na Bacia Hidrográfica do Rio Doce e seus principais afluentes são os rios São João e Conceição. A temperatura média anual é de 20,1 °C e o índice pluviométrico médio anual de 1.372 mm (ALMG, 2011). Segundo Antunes (1986), o clima da região, de acordo com o sistema de Köppen, é do tipo Cwb - tropical de altitude, com verões frescos e estação seca bem definida. Os meses de outubro a março são úmidos e os meses de maio a setembro relativamente secos. Sua vegetação apresenta transição de Cerrado e Mata Atlântica, com presença de Campos Rupestres, e sua fauna é típica de Cerrado e Mata Atlântica. Sua topografia é 2% plana, 8% ondulada e 90% montanhosa. Localiza-se na Latitude: S. 19 56' 45" e Longitude: W. Gr.43 29' 00" (PMBC, 2012).

O aterro se localiza a aproximadamente 7 km do centro da cidade. É operado desde março de 2007, possuindo idade de 5 anos. Para lá são enviados diariamente uma média de 15 toneladas de resíduos de origem doméstica, de saúde comum classe D, de podas e varrições, e de construção civil, quando misturados com resíduos domiciliares.

O aterro possui uma célula encerrada e uma em atividade, possuindo atualmente uma altura total de 7 m. São previstas três plataformas no fim de projeto.

A impermeabilização da primeira plataforma foi feita com três camadas de argila compactadas, de 20 cm cada, com realização de ensaio de impermeabilização. As demais foram impermeabilizadas com manta PEAD.

O aterro sanitário da cidade conta com sistema de lagoas de estabilização para tratamento do lixiviado, composto por uma lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, e contém três poços de monitoramento, sendo um a montante (Poço 3) e dois a jusante (Poços 1 e 2) da área de aterramento dos resíduos. Para verificar a qualidade da água subterrânea e superficial na área do aterro, foram monitorados os três poços e também o Córrego do Repuxo a jusante que recebe o efluente tratado advindo do aterro (Figura 3.2).

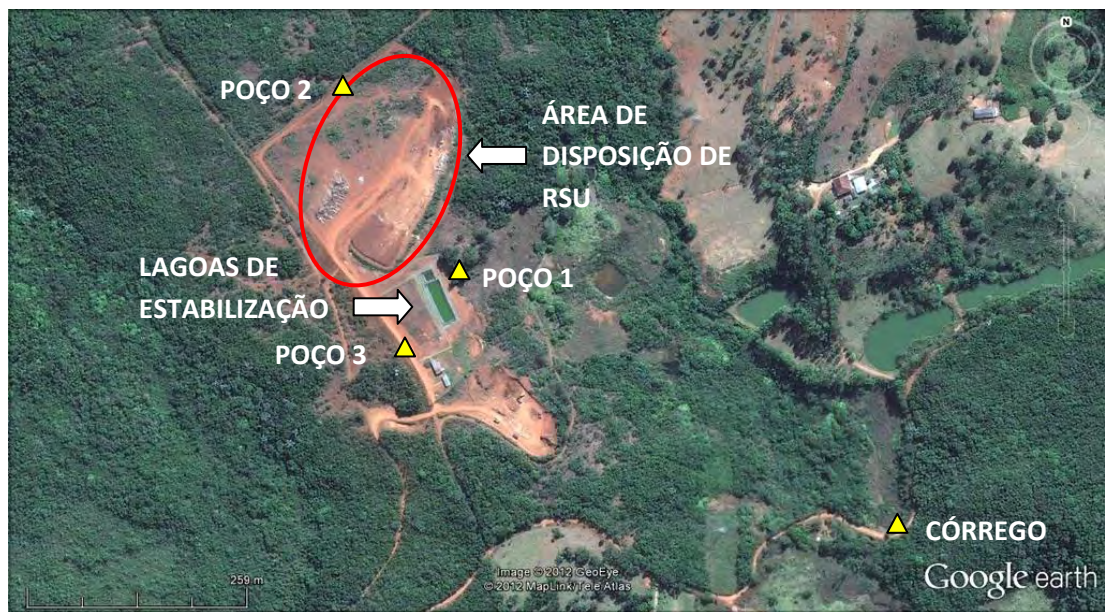


Figura 3.2: Aterro Sanitário de Barão de Cocais: identificação do sistema de lagoas e dos pontos de monitoramento. Fonte: Google Earth (2012).

O aquífero monitorado é do tipo freático. De acordo com Mente (2008), está localizado na Província Hidrogeológica do Escudo Oriental, na Subprovíncia Sudeste.

Segundo Silva (2007), a geologia da região de Santa Bárbara e Barão de Cocais está ligada à evolução do Quadrilátero Ferrífero, em sua porção nordeste. Esse autor a descreve da seguinte maneira:

“Engloba rochas de idades arqueana e proterozóica que foram tectonizadas por diversos eventos de dobramento, cisalhamento e falhamento. Ocorrem ainda rochas metabásicas intrusivas e coberturas

cenozóicas. [...] Geologicamente, esta região abrange terrenos granito-gnáissicos, caracterizados pelo Complexo Santa Bárbara, rochas ultramáficas serpentizadas pertencentes ao Grupo Quebra Osso e pelo Grupo Nova Lima, sotoposto à seqüência anterior. Todas as unidades foram deformadas e metamorfizadas na fácies xisto-verde. Rochas proterozóicas são encontradas a oeste e noroeste de Barão de Cocais.”

A formação geológica na qual a área do aterro sanitário se insere pertence ao Supergrupo do Rio das Velhas, o qual, segundo Cunha *et al.* (2001), é dividido em Unidade Inferior (xistos, anfíbolitos, metaultrabásito e rochas calcissilicáticas subordinadas), Unidade Média (xistos e formações ferríferas com magnetita e anfíbolitos subordinados) e Unidade Superior (metassedimentos clásticos, xistos, quartzitos e lentes subordinadas de metaconglomerado).

No local ocorrem argissolos vermelho-amarelo e latossolos vermelho-amarelos (IBGE, 2011b), ambos com elevados teores naturais de ferro, em função do substrato regional, composto por rochas ricas nesse elemento. Segundo CETEC (1989 *apud* SILVA *et al.*, 2009), o solo da região é classificado como latossolo vermelho-amarelo com textura argilosa, afloramentos de rochas, cambissolos e litossolos.

Segundo Ker (1997), os latossolos são, em geral, muito permeáveis, o que é função da textura e da mineralogia. Segundo Ferreira (1988, *apud* KER, 1997), os de textura média, ou mesmo argilosa ou muito argilosa são os mais permeáveis, quando gibbsíticos, o que favorece a lixiviação. A única exceção são os latossolos amarelos, que são menos permeáveis.

Os latossolos de coloração amarelada, em que há amplo predomínio da goethita em relação à hematita, apresentando teores de Fe_2O_3 entre 7 e 11%, quando de textura argilosa ou muito argilosa (EMBRAPA-SNLCS, 1988 *apud* KER, 1997), ou de textura média com relação $Al_2O_3/Fe_2O_3 > 3,14$

(BENNENA e CAMARGO, 1964, apud KER, 1997) são denominados latossolos vermelho-amarelos. São os que apresentam a maior e mais ampla distribuição geográfica do Brasil (KER, 1997).

3.3.2 Caracterização do local de estudo: aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG

A caracterização da área foi apresentada no item 2.3.1, no Capítulo 1.

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 caciossilicáticas (quartzito). Especialmente na área de estudo predominam os hornblenda-biotita gnaisses e os anfibolitos, cuja mineralogia é composta essencialmente por plagioclásio $[(Na,Ca)(Al,Si)AlSi_2O_8]$, quartzo (SiO_2) , hornblenda $[(Na,Ca)_2(Mg,Fe)_5Si_7AlO_{22}(OH)_2]$ e biotita $[K_2(Mg,Fe,Al)_6(Si,Al)_8O_{20}(OH)_4]$. Em relação aos plagioclásios ressalta-se que não foi possível identificar qual o tipo predominante (sódico ou cálcio).

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 Anaeróbia” e a que atravessa a lagoa facultativa denominada de “Nascente Facultativa”(Figura 3.3). Todas se encontram canalizadas.



Figura 3.3: Aterro sanitário de Visconde do Rio Branco: identificação do sistema de lagoas e dos pontos de monitoramento. Fonte: Google Earth (2012).

O fluxo de água subterrânea no aquífero freático segue aproximadamente as mesmas direções do fluxo de superfície (PESSANHA, 2011). 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.

3.3.3 Coleta e conservação de amostras

As coletas foram realizadas no período da manhã, entre 09:00 h – 12:00 h, com frequência mensal nos períodos de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Foram coletadas amostras de todos os poços de monitoramento dos dois aterros sanitários. Para isto, utilizou-se como material de coleta um bailer próprio para coletas de águas subterrâneas, seguindo procedimentos definidos na norma CETESB 6410 de 1988 (CETESB, 1988), exceto pela purga dos poços que ocorreu nos dias anteriores à coleta, com um bailer

apropriado, deixado sob a responsabilidade dos funcionários do aterro, responsáveis pelo procedimento.

As coletas de água das nascentes e córrego 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.

Todas as amostras para a 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 e identificados. Para as análises de DBO e DQO as amostras foram armazenadas em frascos de polietileno lavados previamente com solução de HCl 1:1 e enxaguadas com água destilada.

A coleta de amostras do lixiviado no aterro de Visconde do Rio Branco foi realizada de acordo com o procedimento descrito no item 2.3.3 do capítulo anterior.

Após a coleta as amostras foram refrigeradas em isopor com gelo, à temperatura menor que 4°C até a chegada ao Laboratório de Controle da Qualidade da Água da DAG 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.

No aterro de Barão de Cocais não foi possível coletar amostras do lixiviado bruto, pois não havia caixa de passagem entre a tubulação de drenagem e a lagoa anaeróbia que o recebia. O lixiviado entrava na lagoa anaeróbia no fundo da mesma, impossibilitando assim a sua coleta.

Coletou-se amostras de solo de Barão de Cocais em dois pontos fora da zona de influência do aterro sanitário (Figura 3.4). A Amostra 1 foi coletada em duas porções, sendo separada em Amostra 1a, coletada a 1,3 m da superfície do solo, e Amostra 1b, coletada a 4,5 m da superfície do solo (Figura 3.5). A Amostra 2 foi coletada como amostra única a 2,9 m a partir

da superfície do solo (Figura 3.6). As três porções do solo foram analisadas separadamente.

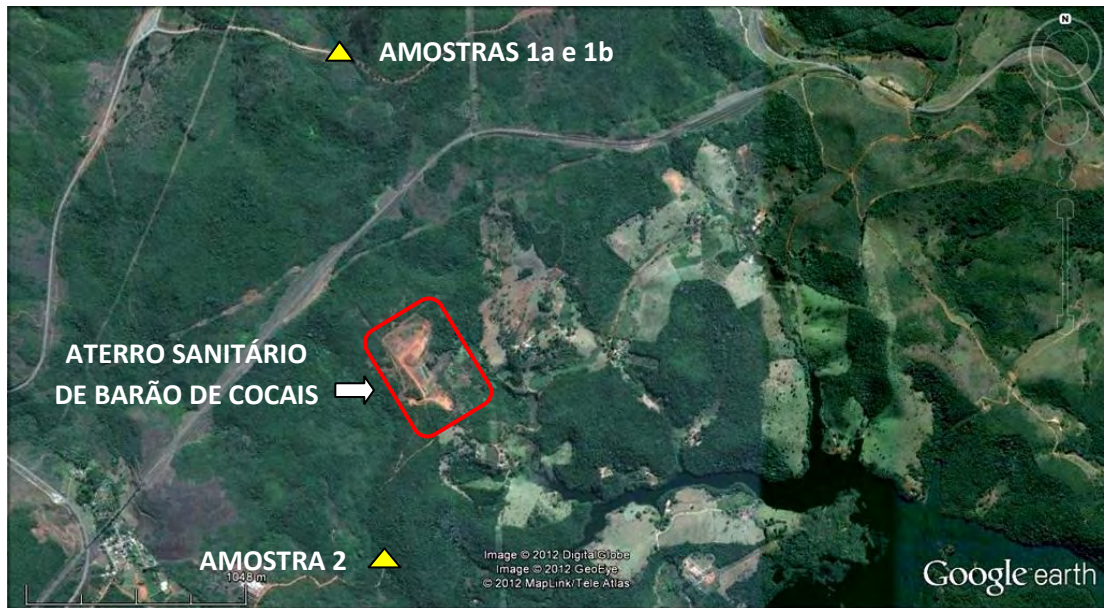


Figura 3.4: Local de coleta das amostras de solo. Fonte: Google Earth (2012).



Amostra 1a



Amostra 1b

Figura 3.5: Amostras 1a e 1b coletadas.



Amostra 2



Perfil do talude – coleta da amostra 2

Figura 3.6: Amostra 2 coletada e respectivo perfil de amostragem.

3.3.4 Metodologia e análises realizadas

As profundidades dos níveis d'água nos poços foram medidas anteriormente às coletas de amostras com medidor de nível apropriado. A altitude na boca dos poços e a sua localização foram medidas com GPS Geodésio, a fim de se obter dados mais precisos para o cálculo da altitude do nível d'água.

A altitude do nível d'água foi calculada da seguinte maneira:

$$A_{na} = A_p - P_{na} \quad (14)$$

A_p = altitude na boca do poço (m)

P_{na} = profundidade do nível d'água (m)

A_{na} = altitude do nível d'água(m)

Foi utilizado o software EPA Ferramentas Online para Cálculo de Avaliação do Local (EPA, 2012), especificamente para o cálculo da direção do gradiente hidráulico. Nesse software são inseridos os dados das altitudes do nível d'água medido nos poços e suas respectivas posições geográficas, que são utilizados então para o cálculo da direção do gradiente hidráulico.

As análises das amostras foram realizadas em duplicata. As medidas de pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade foram realizadas *in loco*. Para a execução das análises, seguiram-se as metodologias descritas no Quadro 3.1.

Quadro 3.1: Parâmetros analisados, respectivos métodos analíticos e referências.

Parâmetro	Método analítico	Referência
pH	SM 4500 – H ⁺	APHA, WEF, AWWA (1998)
Temperatura	SM 2550	
OD	4500-O G.	
Condutividade	2510 B	
DBO	SM 4500-O C	
E. coli e coliformes totais	SM 9223 B	
Metais totais	Extração das amostras de água: Método 3015a	EPA (1998)
	Extração das amostras de solo: Método 3052	EPA (1996)
	Leitura de todas as amostras: Método 200.8	EPA (1994)
Mercúrio total	3112 B	APHA, WEF, AWWA (1998)

3.3.5 Análise dos dados

Na análise dos resultados, compararam-se os dados observados com os limites para águas de consumo humano definidos na Resolução CONAMA N° 396/2008 (BRASIL, 2008), que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Quando não havia limites estabelecidos na Resolução CONAMA 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 o Córrego do Repuxo, foram comparados os limites de enquadramento para Águas Doces Classe II, segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005.

Os dados pluviométricos da Estação de Peti, localizada no município de São Gonçalo do Rio Abaixo, Latitude: -19°53'37" e Longitude: -43°21'59", foram cedidos pela Companhia Energética do Estado de Minas Gerais (CEMIG, 2012). Eles foram utilizados como referência da pluviosidade na região de Barão de Cocais.

Na impossibilidade de obtenção dos dados de pluviosidade de Visconde do Rio Branco, foram utilizados os dados da estação pluviométrica mais próxima, no caso, a Estação 83642, em Viçosa, sob a responsabilidade da Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2012), cuja representação gráfica (Figura 2.4) foi apresentada no item 2.3.5.

A representação gráfica através da pluviosidade acumulada mensal pode ser observada, para a Estação de Peti, na Figura 3.7.

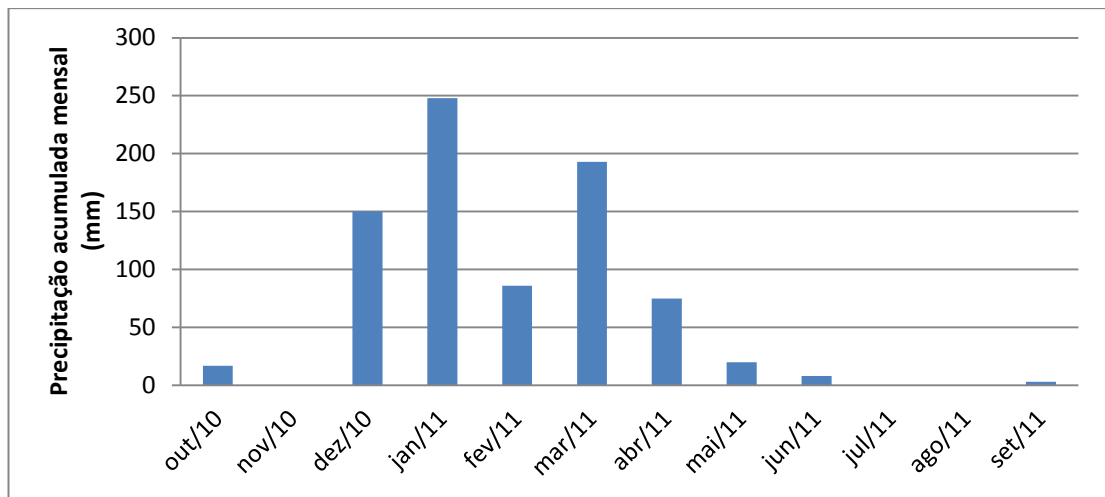


Figura 3.7: Representação da pluviosidade durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011, na Estação Pluviométrica de Peti.

3.4 Resultados e discussão

3.4.1 Aterro sanitário de Barão de Cocais

3.4.1.1 Avaliação de amostras de solo local

Na avaliação do solo local obtiveram-se as concentrações de elementos mostradas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Teores médios (mg Kg^{-1}) de alguns metais em amostras de solo da região próxima ao aterro sanitário de Barão de Cocais

Identificação	Elemento (mg Kg^{-1})								
	Al	Fe	Cd	Cr	Co	Cu	Mn	Pb	Zn
Amostra 1a	76,76	89,85	<LD	0,15	<LD	0,002	0,53	0,01	0,02
Amostra 1b	39,95	82,20	<LD	0,19	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Amostra 2	67,69	71,36	<LD	0,07	0,01	<LD	0,06	0,01	0,03

Caires (2009), analisando amostras de solo no Estado de Minas Gerais, encontrou concentrações de metais que podem ser observadas na Tabela 3.2:

Tabela 3.2: Teores médios (mg Kg^{-1}) de alguns metais pesados em solos do estado de Minas Gerais

Local de amostragem	Elemento (mg Kg^{-1})				
	Cd	Co	Cu	Pb	Zn
Estado de Minas Gerais	0,55	16,50	30,94	3,94	13,11

Adaptado de Caires (2009).

Em geral, os teores de metais dos solos analisados em Barão de Cocais foram muito baixos, comparando-se com os teores médios do estado de Minas Gerais. Observa-se que as concentrações de alumínio e ferro são muito maiores, o que era esperado haja vista a própria natureza do solo da região.

Analisando os teores naturais de alguns metais em diferentes classes de solos, Caires (2009) observou as faixas de valores apresentadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Faixa de valores (mínimo e máximo) de teores naturais de alguns metais em diferentes classes de solos, no estado de Minas Gerais

Concentração	Elemento	Tipo de solo		
		Argissolos	Cambissolos	Latossolos
(g kg ⁻¹ de solo)	Al	11,31 - 91,69	27,51 - 103,53	23,43 - 187,52
	Fe	7,49 - 72,98	8,98 - 134,92	20,90 - 278,99
	Cd	<LD - 1,31	<LD - 3,25	0,03 - 3,32
	Cr	3,13 - 285,73	3,83 - 1468,76	20,97 - 486,27
	Co	1,09 - 51,34	0,09 - 117,16	4,47 - 3011,78
(mg kg ⁻¹ de solo)	Cu	<LD - 3,07	<LD - 108,90	<LD - 220,33
	Mn	<LD - 785,48	17,84 - 1286,57	88,80 - 1444,55
	Pb	<LD - 7,96	<LD - 25,95	<LD - 17,02
	Zn	<LD - 9,12	<LD - 2,76	<LD - 198,08

Adaptado de Caires (2009).

Comparando-se os valores encontrados neste trabalho com a faixa encontrada por Caires (2009) observa-se que, em geral, os dados encontram-se dentro da faixa de teores naturais encontrada nos solos analisados por esse autor, que são também os tipos de solos encontrados na região de Barão de Cocais. No caso do Cr e Co, esses apresentam valores ainda menores do que a faixa de valores naturalmente encontrada em solos, no estado de Minas Gerais.

3.4.1.2 Fluxo da água subterrânea

Durante todo o período de monitoramento só não foi possível realizar a coleta do mês de maio de 2011, em Barão de Cocais. Todos os parâmetros foram medidos em todos os meses de monitoramento. Quando esses não aparecem nos gráficos é porque não foram detectados nas análises.

Os resultados medidos de altitude na saída dos poços e suas respectivas coordenadas (em UTM) foram:

Poço 1: Alt: 764,600 m (N: 7798465,085; E: 663042,007)

Poço 2: Alt: 777,679 (N: 7798683,753; E: 662901,019)

Poço 3: Alt: 769,400 (N: 7798381,086; E: 662977,265)

As profundidades dos poços variaram de:

Poço 1: 14,25 m – 17,2 m;

Poço 2: 23,21 m – 25,21 m;

Poço 3: 13,21 m – 18,48 m.

A direção do fluxo da água subterrânea calculada foi de $19,6^\circ$ em relação ao norte (EPA, 2012) (Figura 3.8).



Figura 3.8: Representação da direção do fluxo da água subterrânea, aterro sanitário de Barão de Cocais – MG. Fonte: Google Earth (2012).

3.4.1.3 Parâmetros de qualidade da água

pH

Analisando-se a Figura 3.9, percebe-se que, na maioria das campanhas, os Poços 2 e 3 apresentam valores de pH abaixo do limite mínimo estabelecido pela legislação para o consumo humano, porém estão dentro da faixa que Santos (2008) relata como comum para águas subterrâneas, que é de pH entre 5,5 – 8,5. O Poço 1 foi o único em conformidade em todas as campanhas.

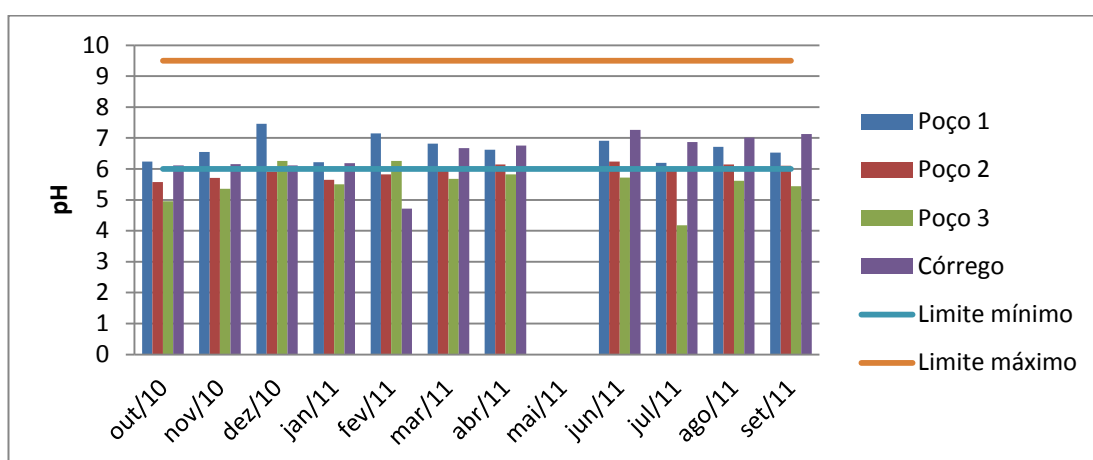


Figura 3.9: Valores de pH nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição, e limites para consumo humano estabelecidos na Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Oxigênio dissolvido

Os valores de OD (Figura 3.10) variaram de 2,44 a 11,66 mg L⁻¹ no Córrego; 2,21 a 7,46 mg L⁻¹ no Poço 1; 1,04 a 7,16 mg L⁻¹ no Poço 2; 2,18 a 10,66 mg L⁻¹ no Poço 3.

Em geral, o Poço 3, a montante, apresentou teores mais elevados de OD que os poços a jusante. Esse consumo de OD pode estar associado à matéria orgânica presente na água, que pode apresentar-se em maiores concentrações nos poços a jusante, ocasionando assim, em um menor valor de OD.

Nos meses de verão a quantidade de OD foi menor nos poços devido à maior temperatura da água. A elevação na temperatura tende a aumentar o

ataque corrosivo do oxigênio, fazendo com que as quantidades deste na água tornem-se menores (SANTOS, 2008). Observa-se uma diminuição do OD no córrego em períodos de maiores pluviosidades (dezembro de 2010 a março de 2011), coincidindo com os meses em que há lançamento do efluente do aterro. Este consumo de OD ultrapassa o limite estabelecido para enquadramento de Águas Doces Classe II pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

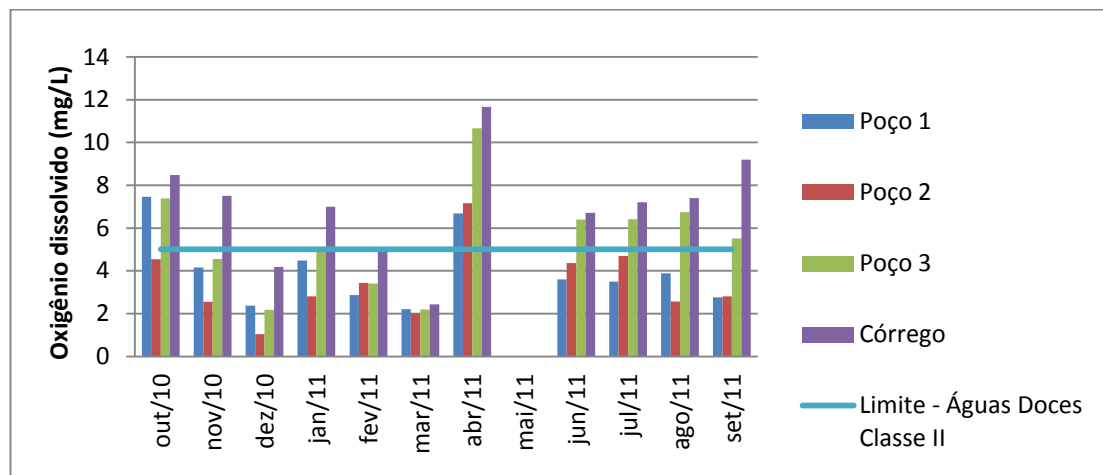


Figura 3.10: Valores de oxigênio dissolvido nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição, e limite para Águas Doces Classe II, segundo a Resolução CONAMA N°357/2005 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Temperatura

A temperatura (Figura 3.11) apresentou valores médios para os períodos de inverno e verão, respectivamente, de: 22,2 e 23,4 °C no Poço 1; 22 e 24,5 °C no Poço 2; 22,7 e 24 °C no Poço 3, o que está de acordo com Santos (2008), que relata ser baixa a amplitude térmica anual das águas subterrâneas (1°C a 2°C), exceto para os aquíferos freáticos pouco profundos, onde a temperatura se apresenta um pouco superior à da superfície.

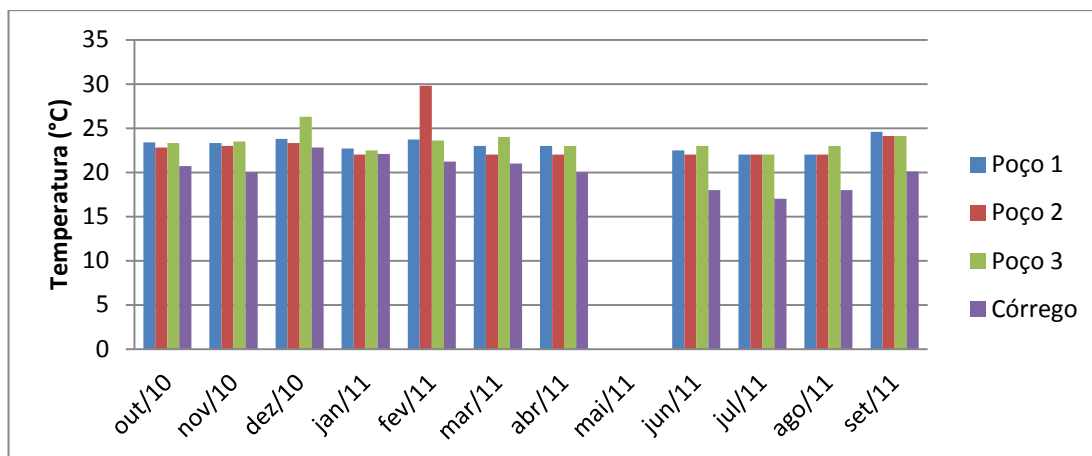


Figura 3.11: Valores de temperatura nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Condutividade Elétrica

Em geral, os valores de CE (Figura 3.12) foram menores para o Poço 3, a montante, seguido pelos Poços 2 e 1, o que pode sugerir contaminação pelo lixiviado, com aumento da CE nos poços a jusante. Em agosto o Córrego apresentou valor de CE discrepante em relação a outras campanhas, o que pode ter ocorrido devido a algum contaminante externo ao aterro, visto que não houve precipitação neste período, refutando a hipótese de contaminação pelo lixiviado. Os valores de CE do córrego indicam também que ocorre diluição durante o percurso d'água visto que os poços apresentam maiores valores de CE que o córrego que drena este aquífero.

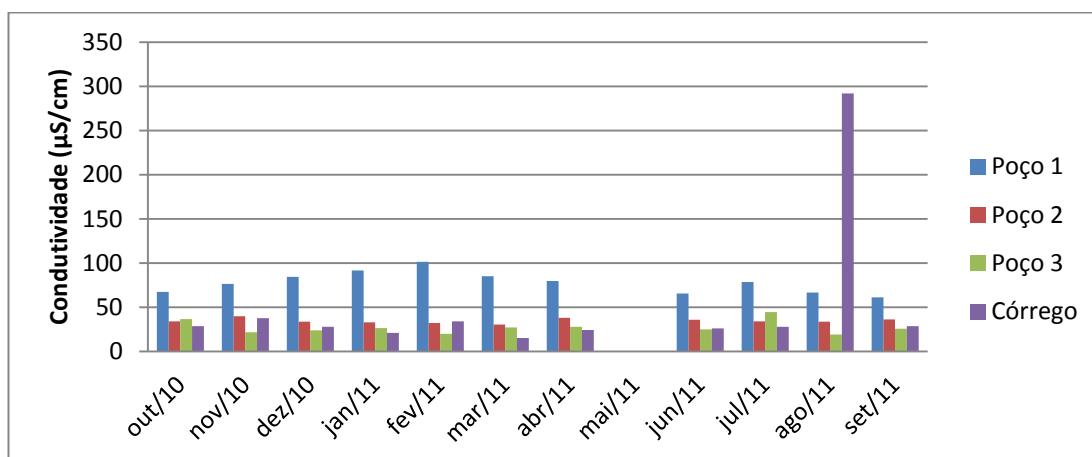


Figura 3.12: Valores de condutividade elétrica nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

E. coli

Os valores de *E. coli* (Figura 3.13) no córrego indicam que há contaminação desse, por resíduos de origem humana ou animal. Como na região há algumas casas isoladas, além de rastros da presença de animais, principalmente cães que fazem o consumo da água do córrego, não se pode afirmar que a origem desta contaminação seja o aterro sanitário. Contudo as concentrações encontradas encontram-se dentro dos limites de enquadramento para Águas Doces Classe II, segundo a Resolução CONAMA N°357/2005. Somente na campanha do mês de julho de 2011 foram encontradas *E. coli* nas amostras dos poços, inclusive no Poço 3, a montante da área de disposição.

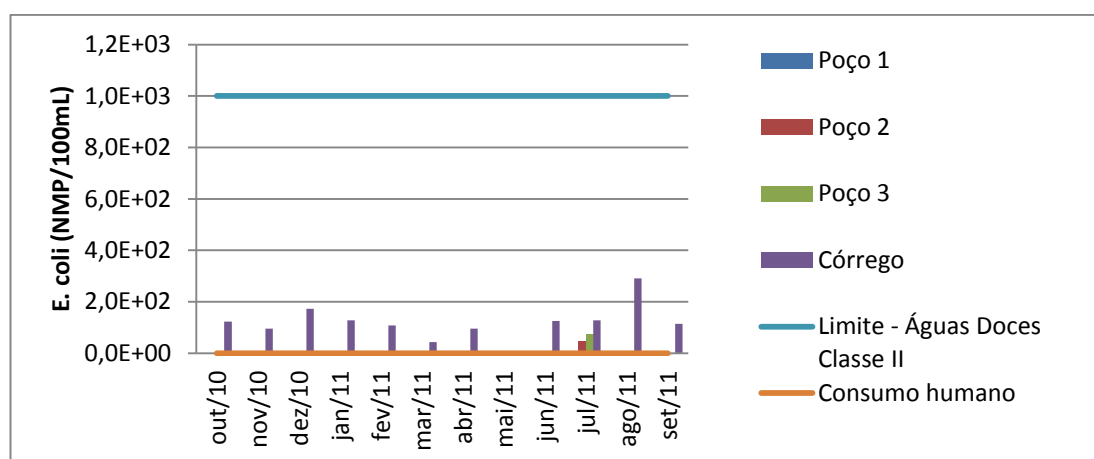


Figura 3.13: Valores de *E. coli* nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição, e limite de *E. coli* para Águas Doces Classe II, segundo a Resolução CONAMA N°357/2005 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Coliformes totais

Na maioria das campanhas, todos os poços apresentaram coliformes totais (Figura 3.14), sendo que quantidades muito superiores que as dos outros poços foram detectadas no Poço 2, que fica mais próximo à área de disposição, o que pode indicar contaminação pelo lixiviado, provocada por uma impermeabilização deficiente da área de disposição.

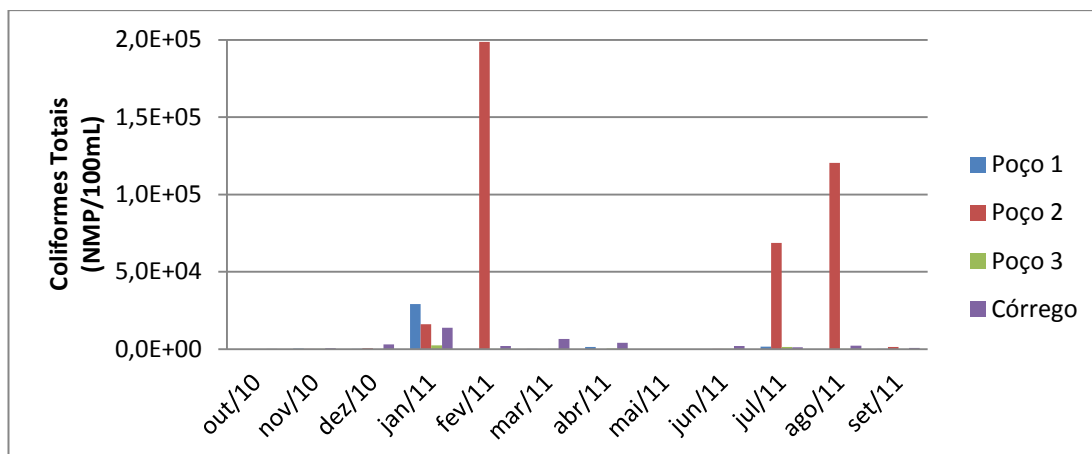


Figura 3.14: Valores de coliformes totais nos poços de monitoramento e no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

DBO

Os valores de DBO somente foram medidos no córrego a jusante da área de disposição dos resíduos. Observou-se aumento da DBO no córrego em períodos de chuva (Figura 3.15), coincidindo com os períodos em que há lançamento de efluente do aterro sanitário. Porém, a DBO manteve-se sempre baixa, dentro do limite para águas doces Classe II definidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

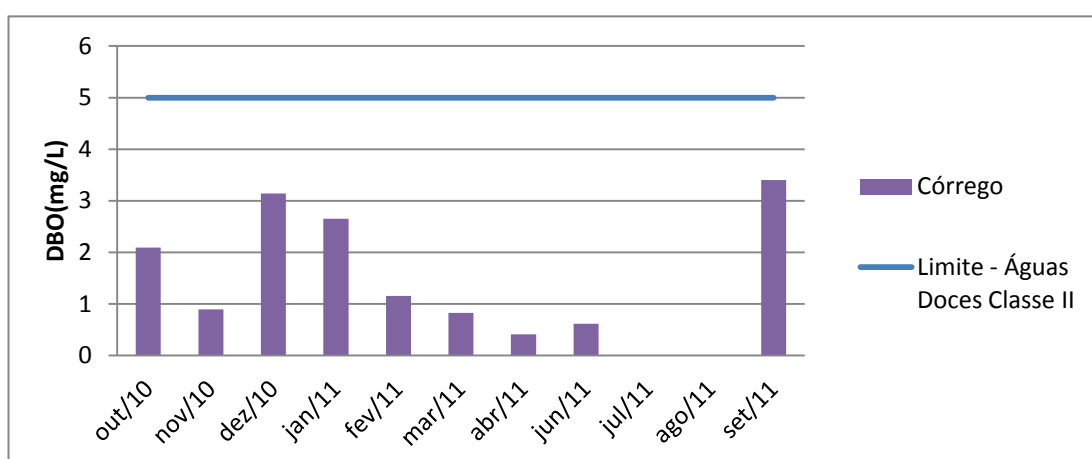


Figura 3.15: Valores de DBO no córrego a jusante da área de disposição - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

METAIS

Não foram detectados teores de Cd, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn em nenhuma das amostras, em nenhuma campanha. Os limites de quantificação (LQ) encontram-se no Anexo I.

Alumínio

As concentrações de alumínio ficaram acima do limite estabelecido para consumo humano em quatro campanhas, em diferentes poços de monitoramento, incluindo o poço 3, a montante (Figura 3.16). Isso pode ser justificado devido ao fato deste elemento fazer parte da composição natural do solo da região, estando naturalmente presente na água subterrânea.

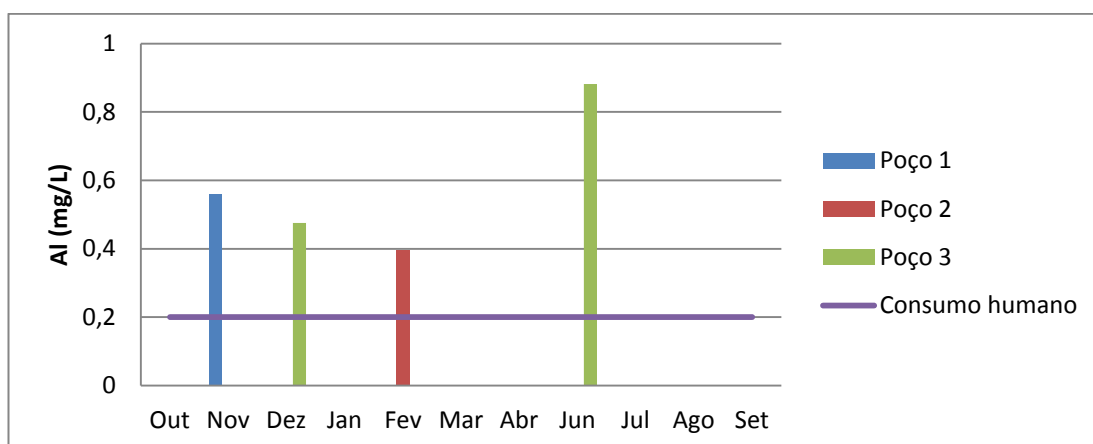


Figura 3.16: Concentrações de alumínio nos poços de monitoramento e limites para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Chumbo

Não foram detectadas concentrações de chumbo acima do LQ para o poço 3, a montante da área de disposição, porém, foram encontradas concentrações nos Poços 1 e 2 acima do permitido pela Resolução CONAMA N° 396/2008, tanto para o consumo humano quanto para a dessedentação de animais (Figura 3.17).

Pode-se perceber que o chumbo só é detectado em período de chuva, o que pode ocorrer devido à lixiviação deste elemento pelo solo. Há pouca evidência de que o chumbo seja prontamente perdido dos perfis do solo por lixiviação (ALLOWAY, 1995). Pelo fato do chumbo apresentar alta retenção, baixa mobilidade e biodisponibilidade (ALLOWAY, 1995), deve-se considerar a hipótese de contaminação pelo lixiviado que, ao atingir o solo, contribui para o aumento da acidez do mesmo, aumentando então a solubilidade de diversos metais. Desta maneira, em períodos chuvosos pode haver maior quantidade de chumbo na água subterrânea.

Apesar de não ter sido possível a análise do pH do lixiviado, acredita-se que, pelo fato do aterro ainda estar em operação recebendo resíduos novos diariamente, há a possibilidade de diminuição do pH em períodos chuvosos, por haver um aumento da contribuição das camadas novas na produção de lixiviado. A elevada permeabilidade dos latossolos (KER, 1997), favorece também a percolação. Isso indicaria uma possível contaminação devido a alguma falha na execução da impermeabilização, ou na operação do aterro sanitário.

Os teores de chumbo no período chuvoso são preocupantes visto que este elemento pode afetar adversamente a saúde, caso haja o consumo desta água.

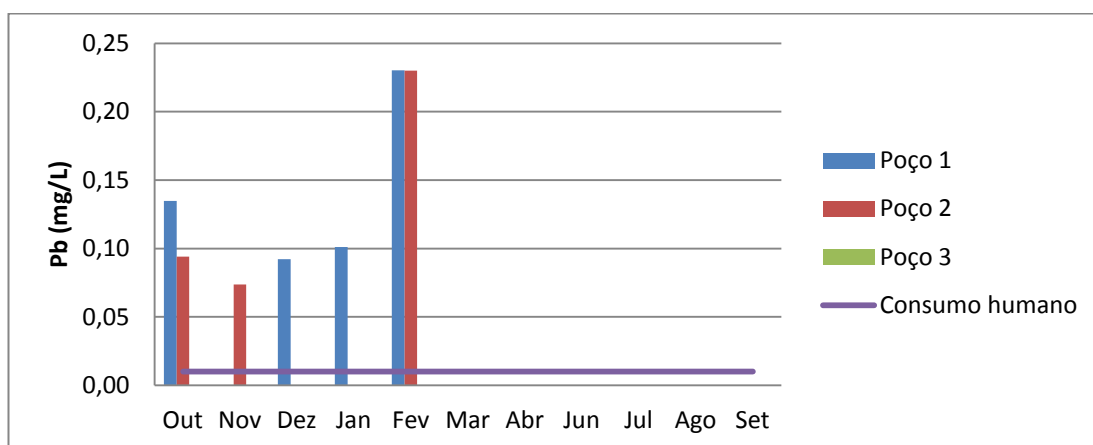


Figura 3.17: Concentrações de chumbo nos poços de monitoramento e limites para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Ferro

Foram encontradas elevadas concentrações de Fe, principalmente nos poços 1 e 2, localizados a jusante da área de disposição, como pode ser visto na Figura 3.18. O ferro é um elemento comum no solo da região, portanto, sua origem na água subterrânea pode ser natural. Porém, Mor *et al.* (2006) destacam que as reações de redução mais importantes devidas ao lixiviado são as reduções de Fe e Mn a espécies mais solúveis.

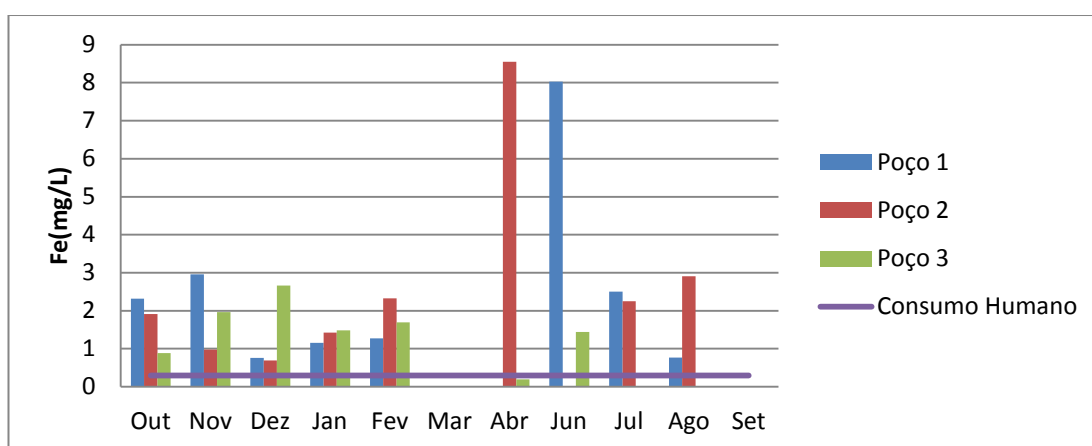


Figura 3.18: Concentrações de ferro nos poços de monitoramento e limite para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Mercúrio

Foram observadas maiores concentrações de mercúrio no Poço 3, a montante da área de disposição, nos meses de período seco (Figura 3.19). Este fato é preocupante devido aos riscos relacionados ao consumo desse elemento. No mês de julho sua concentração excede o limite para consumo humano.

O Hg pode estar presente no solo sob a forma de minério cinábrio que contém sulfeto de mercúrio (HgS) (SOUZA e BARBOSA, 2000). Silva (2007) afirma a existência de intrusões de gabro/diabásio, principalmente nos contrafortes da cidade de Santa Bárbara, vizinha à cidade de Barão de Cocais. Isso poderia justificar a presença de mercúrio na água subterrânea, visto que Fiorentino (2007) estudando os teores de mercúrio em algumas

rochas na região de Paulínia - SP, encontrou teores de $11 \mu\text{g kg}^{-1}$ em diabásio, $3,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ em basalto e $3 \mu\text{g kg}^{-1}$ em gabro, valores considerados de exatidão aceitável dadas as limitações existentes em relação à concentração de Hg em rochas.

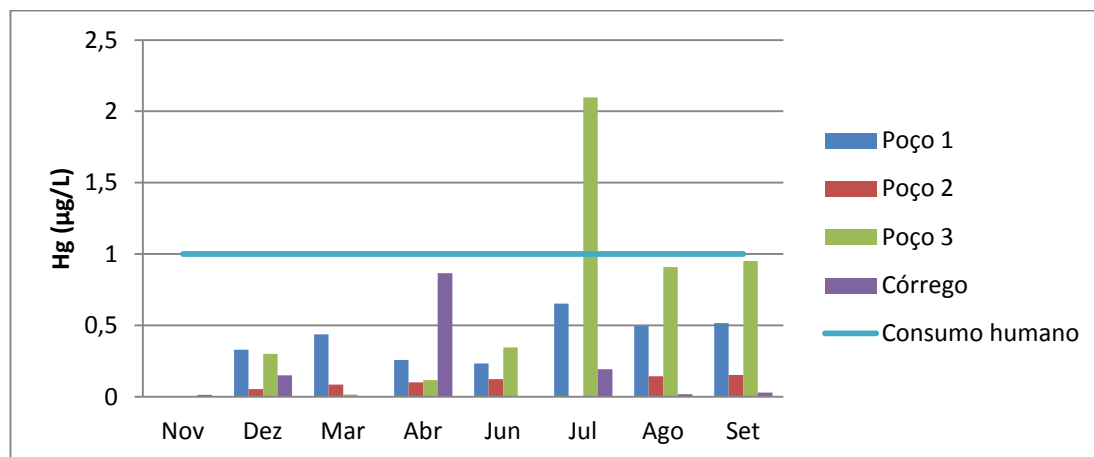


Figura 3.19: Concentrações de mercúrio nos poços de monitoramento e córrego, e limites para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Barão de Cocais – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

3.4.2 Aterro sanitário de Visconde do Rio Branco

3.4.2.1 Características do lixiviado

As características das amostras do lixiviado do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco (Tabela 2.4), bem como a vazão de produção de lixiviado durante o período de monitoramento (Figura 2.5), apresentadas no capítulo anterior, servem para justificar, em alguns momentos, as características químicas das águas subterrâneas no entorno do aterro sanitário.

Nas séries temporais de pH (Figura 2.6 e Figura 2.7) e metais (Figura 2.32) no lixiviado, apresentadas no capítulo anterior, observa-se que a maior concentração de metais no lixiviado coincide com os meses de maiores precipitações (Figura 2.4). Os meses de novembro e dezembro de 2010, com menor pH, são os meses em que a concentração de Mn, Zn e Fe são

maiores também, provavelmente pela maior solubilização de metais devido ao pH ácido. A acidez do pH e as concentrações de diversos parâmetros no lixiviado serão aqui mencionados a fim de compreender melhor as características das águas subterrâneas no entorno desse aterro.

3.4.2.2 Fluxo da água subterrânea

Os resultados medidos de altitude na saída dos poços e suas respectivas coordenadas (em UTM) foram:

Poço 1: Alt: 374,789 m (N: 7676877,581; E: 726149,138)

Poço 2: Alt: 365,875 m (N: 7677009,002; E: 726232,272)

Poço 3: Alt: 363,725 m (N: 7677068,995; E: 726178,335)

As profundidades dos poços variaram de:

Poço 1: 1,29 m – 2,5 m; Poço 2: 2,82 m – 3,48 m; Poço 3: 0,7 m – 1,1 m.

A direção do fluxo da água subterrânea calculada foi de $55,28^\circ$ em relação ao norte (EPA, 2012) (Figura 3.20).



Figura 3.20: Representação da direção do fluxo da água subterrânea, aterro sanitário de Visconde do Rio Branco - MG. Fonte: Google Earth (2012).

3.4.2.3 Parâmetros de qualidade da água

pH

Os valores de pH dos poços (Figura 3.21) estiveram dentro da faixa permitida para consumo humano. Além disso, encontram-se dentro da faixa comum de pH de águas subterrâneas, segundo Santos (2008). Percebe-se uma certa homogeneidade nos valores de pH das amostras, com uma leve queda no início do período chuvoso, notada principalmente no Poço 3.

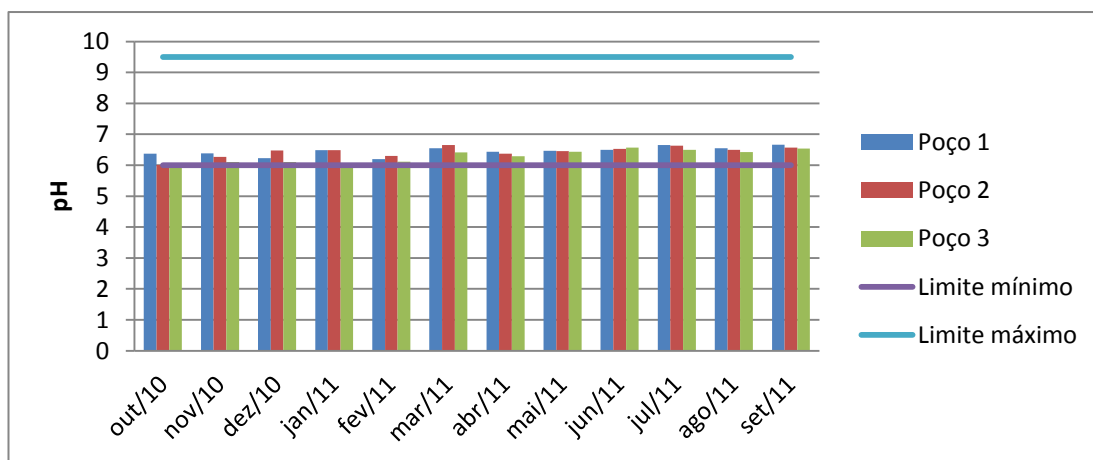


Figura 3.21: Valores de pH nos poços de monitoramento e limites para consumo humano estabelecidos na Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

As nascentes apresentaram pH dentro da faixa natural (Santos, 2008). A Nascente anaeróbia apresentou, em geral, os menores valores (Figura 3.22).

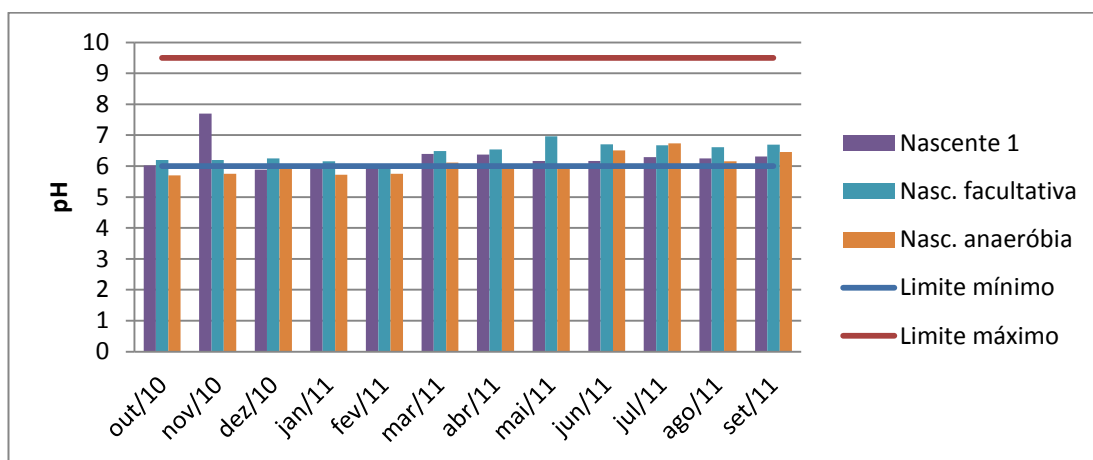


Figura 3.22: Valores de pH nas nascentes e limites para consumo humano estabelecidos na Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Oxigênio dissolvido

O Poço 1, a montante, apresentou teores de OD mais elevados que os outros poços localizados a jusante, em todas as campanhas (Figura 3.23). Isto pode estar associado à concentração de ferro, visto que o OD é capaz de oxidá-lo (SANTOS, 2008). Ou pode estar associado a uma possível elevação no teor de matéria orgânica presente nos outros poços, ocasionando em maior consumo de OD para sua degradação nos poços a jusante da área de disposição, indicando uma possível contaminação causada pelo aterro sanitário, que não pode ser confirmada pela ausência de análises de matéria orgânica nestes pontos.

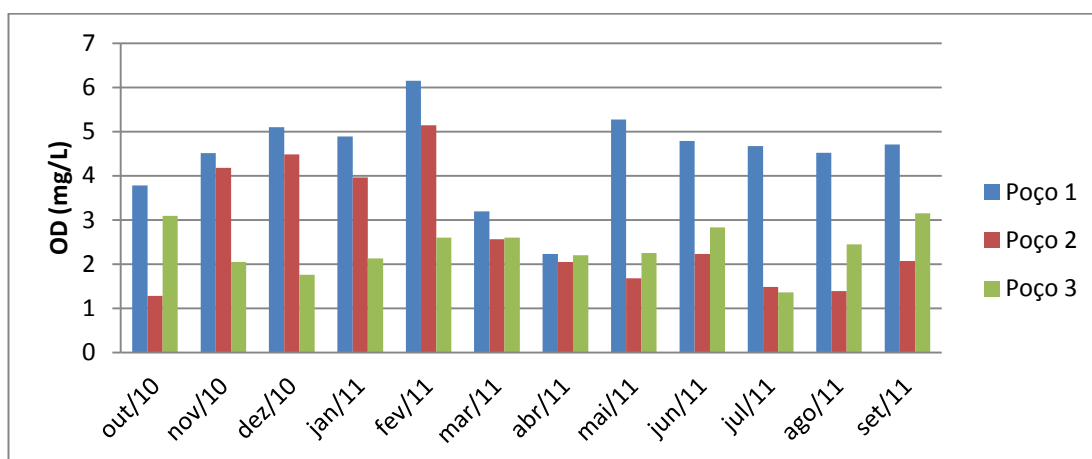


Figura 3.23: Valores de oxigênio dissolvido nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

A Nascente 1 foi a que apresentou menores quantidades de OD (Figura 3.24), em quase todas as campanhas, o que provavelmente ocorreu devido à maior contaminação por matéria orgânica e outros elementos consumidores de OD, como o ferro, por exemplo. Esta nascente encontra-se mais próxima das células, e sua abertura estava sempre repleta de sacos plásticos advindos da área de disposição. Isto pode indicar uma provável contaminação somente na saída desta nascente, não sendo possível afirmar que a água subterrânea esteja contaminada.

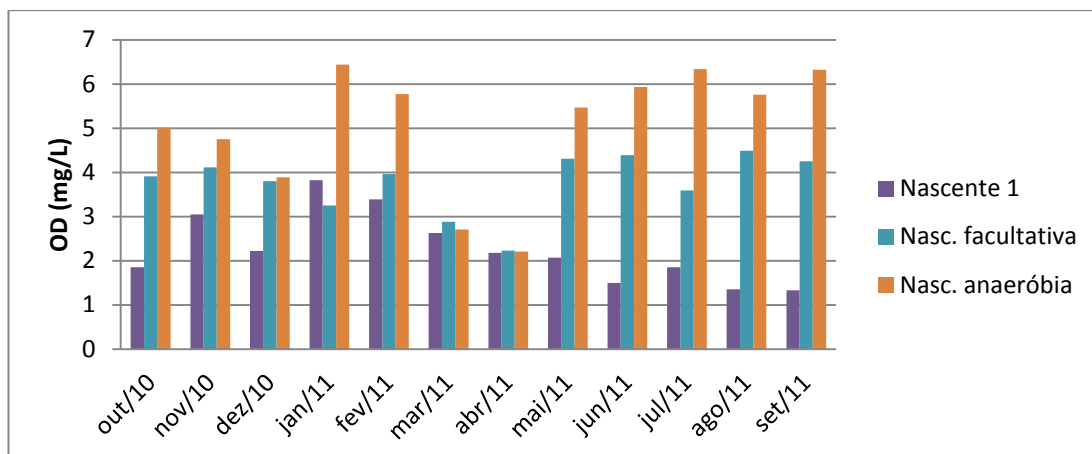


Figura 3.24: Valores de oxigênio dissolvido nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Temperatura

A temperatura nos poços de monitoramento (Figura 3.25) apresentou valores médios para os períodos de inverno e verão, respectivamente, de: 24,7 e 25,5 °C no Poço 1; 26,7 e 27,6 °C no Poço 2; 22,7 e 25,2 °C no Poço 3, o que está 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.

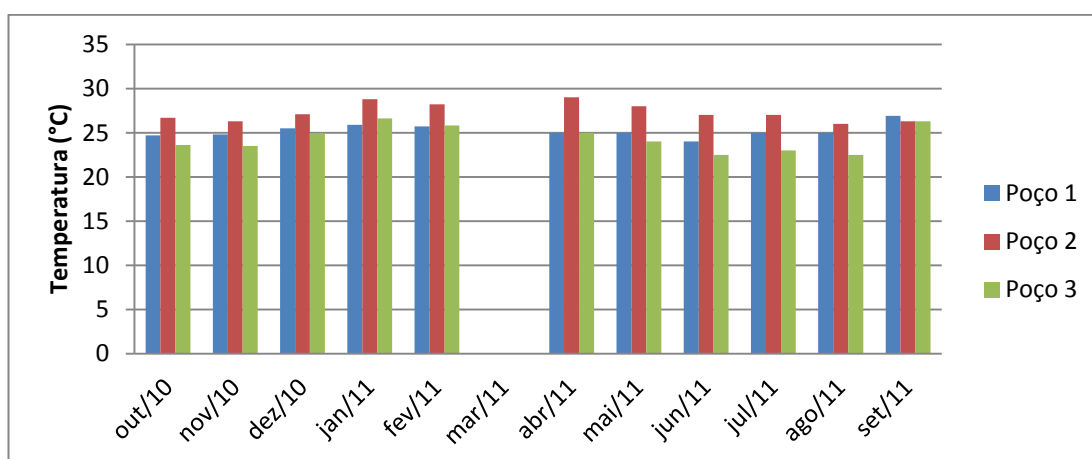


Figura 3.25: Valores de temperatura nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

A temperatura das nascentes pode ser observada na Figura 3.26. As Nascente 1, Nascente facultativa e Nascente anaeróbia apresentaram valores médios de temperatura nos períodos de inverno e verão, respectivamente de: 23,8 e 25,6 °C; 24,6 e 25,9 °C; 23,6 e 24,9 °C.

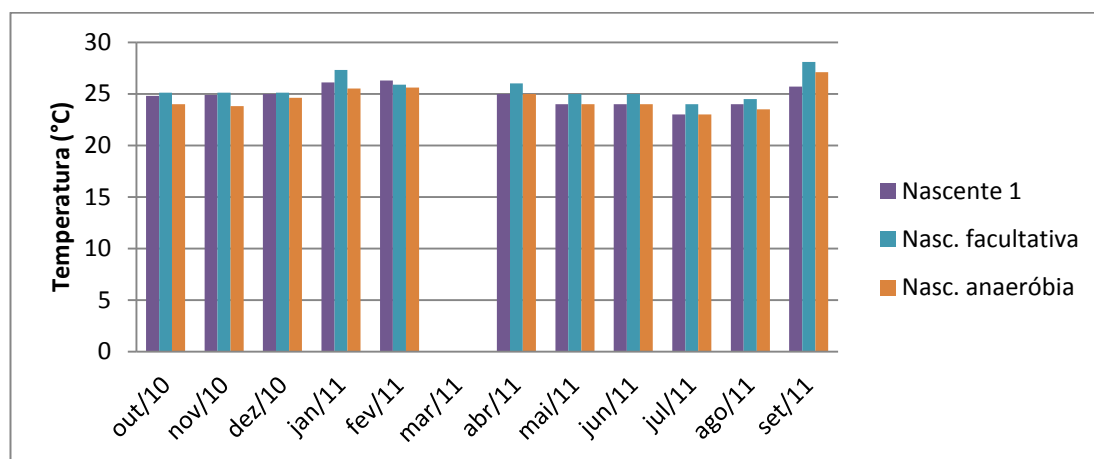


Figura 3.26: Valores de temperatura nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Condutividade elétrica

Em geral, os valores de condutividade foram menores para o Poço 1, a montante, seguido pelos Poços 3 e 2 (Figura 3.27). O aumento da CE pode estar associado a uma maior 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 estes atinjam o lençol freático.

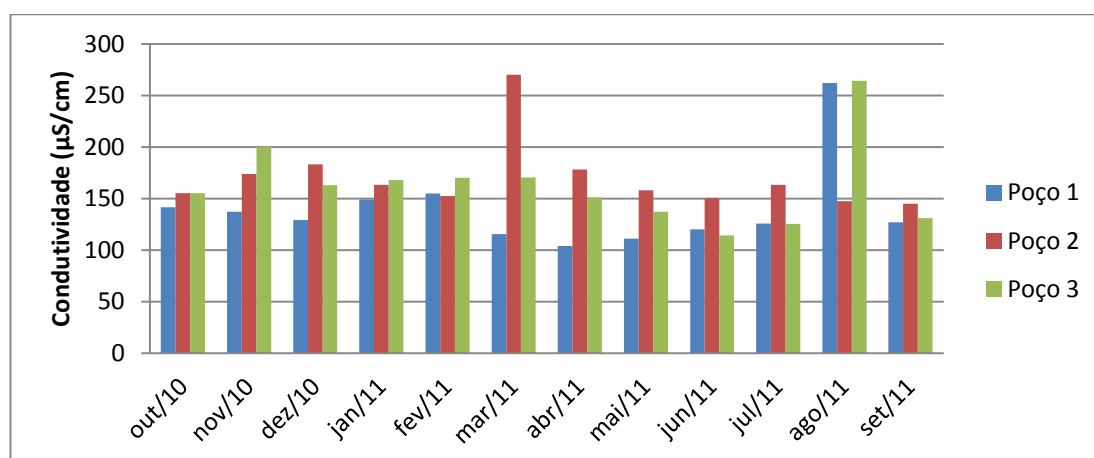


Figura 3.27: Valores de condutividade elétrica nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

A nascente anaeróbia apresentou baixos valores de Condutividade (Figura 3.28), em todas as campanhas. Os maiores valores de CE foram da Nascente facultativa, que apresentou média de $276 \mu\text{S cm}^{-1}$. Por essa 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, esteja alterando sua qualidade. Isto deve ser verificado e, caso confirmado, deve ser corrigido.

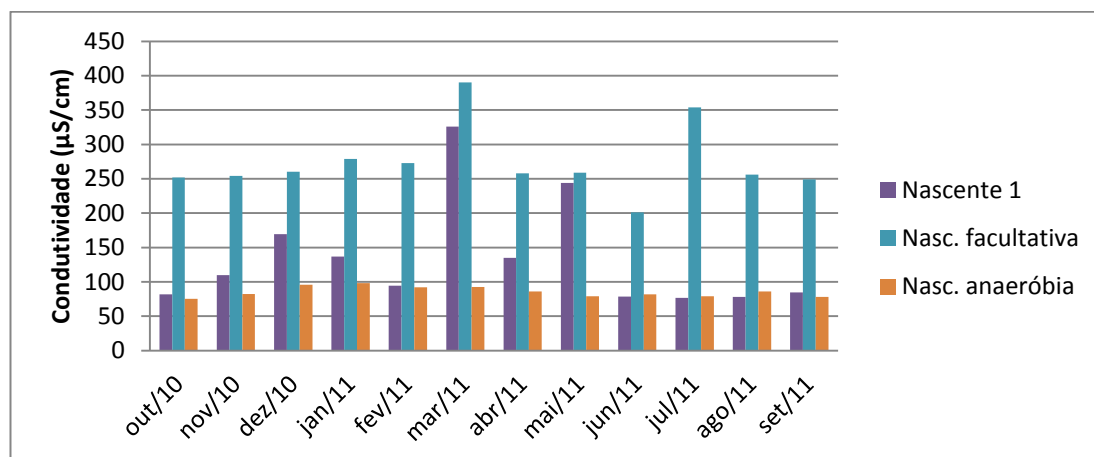


Figura 3.28: Valores de condutividade elétrica nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

DBO

A DBO foi medida nas nascentes, observando-se aumento da mesma em períodos chuvosos, nas Nascentes facultativa e anaeróbia (Figura 3.29). Isso pode estar relacionado à maior produção de lixiviado e maior volume de efluente sendo tratado das lagoas que podem, de alguma forma, estar atingindo as nascentes e causando esse aumento de DBO.

A DBO na Nascente 1, provavelmente é devida a contaminações externas, na sua saída, e não devida ao lixiviado produzido no aterro sanitário. Pode-se observar que suas maiores concentrações são em períodos secos (Figura 3.29).

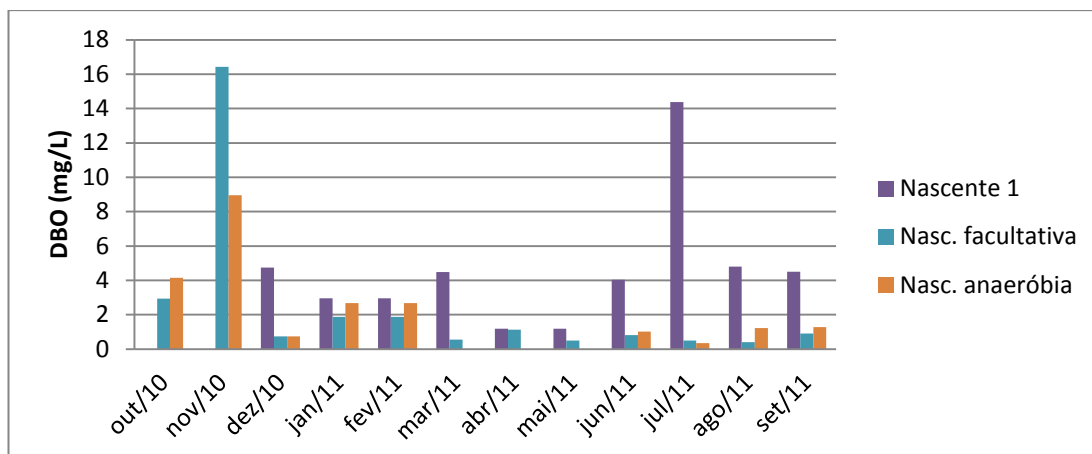


Figura 3.29: Valores de DBO nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

E. coli

Somente no mês de novembro foram detectadas *E. coli* nos Poços 2 e 3 (Figura 3.30). Provavelmente este evento está associado às primeiras precipitações, que afetaram a qualidade e a vazão do lixiviado, favorecendo sua infiltração, 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 uma maior precipitação neste período.

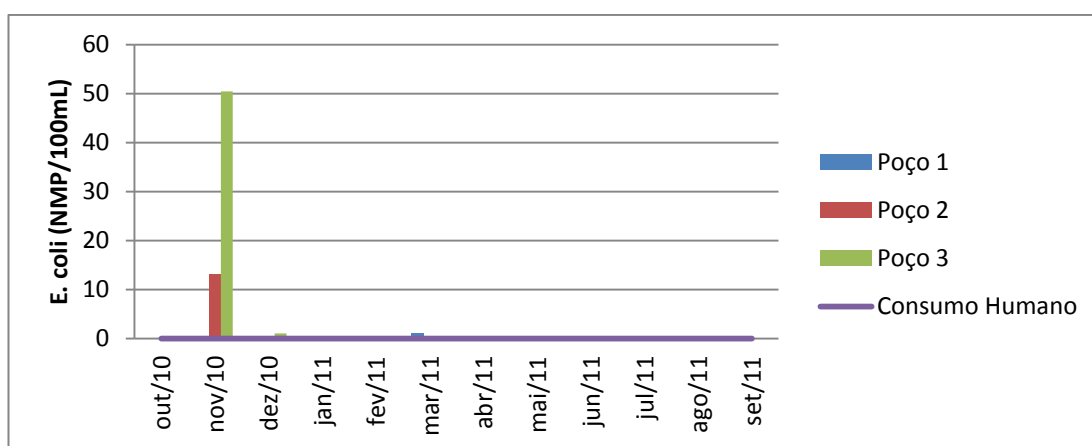


Figura 3.30: Valores de *E. coli* nos poços de monitoramento e limite para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Comparando-se com os dados de Pessanha (2011), as maiores concentrações de *E. coli* aconteceram no mês de dezembro, também associado à uma maior precipitação neste período.

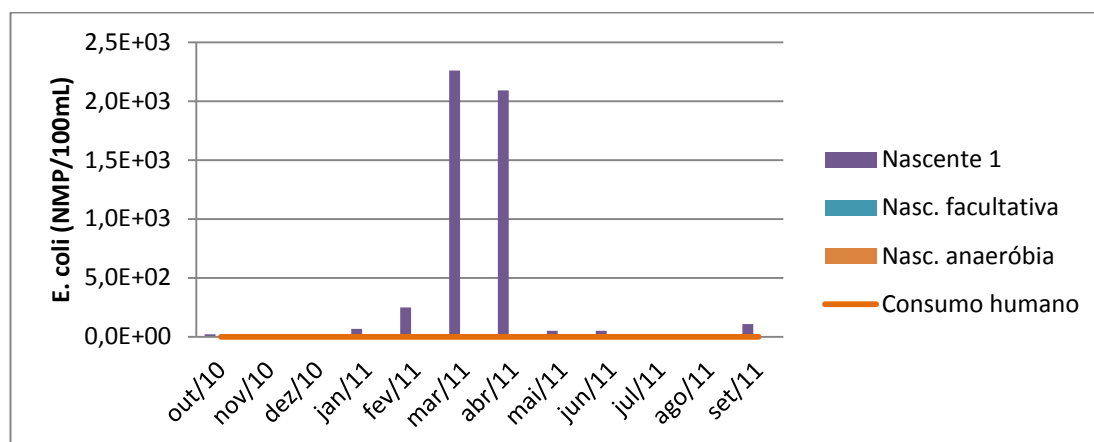


Figura 3.31: Valores de *E. coli* nas nascentes e limite para consumo humano segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

Coliformes totais

Os poços apresentaram coliformes totais (Figura 3.32), principalmente o Poço 1, a montante, e o Poço 3, a jusante, no qual as maiores concentrações foram observadas em dois meses chuvosos – dezembro e abril.

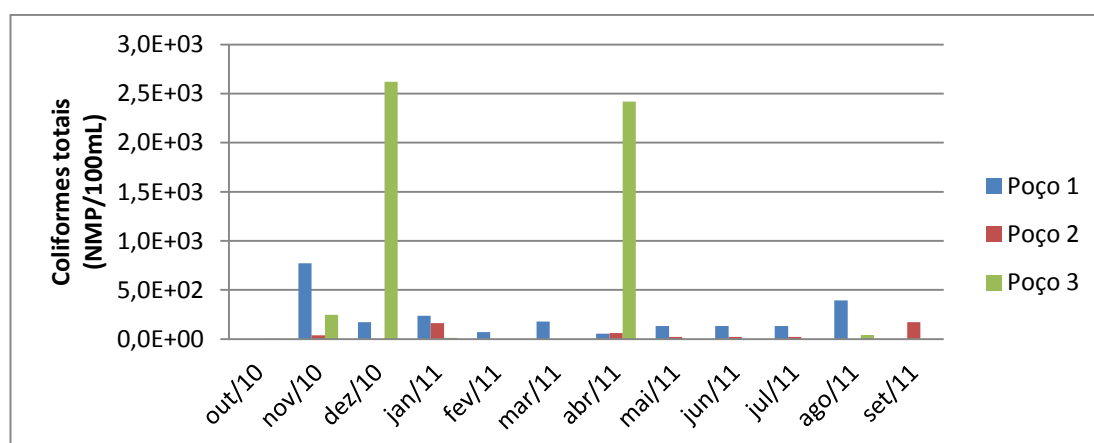


Figura 3.32: Valores de coliformes totais nos poços de monitoramento - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

A concentração de coliformes totais (Figura 3.33), assim como a de *E. coli*, foi maior na Nascente 1, provavelmente pelo fato de se encontrar mais próxima das células, apresentando, frequentemente, resíduos advindos da área de disposição, como já comentado anteriormente.

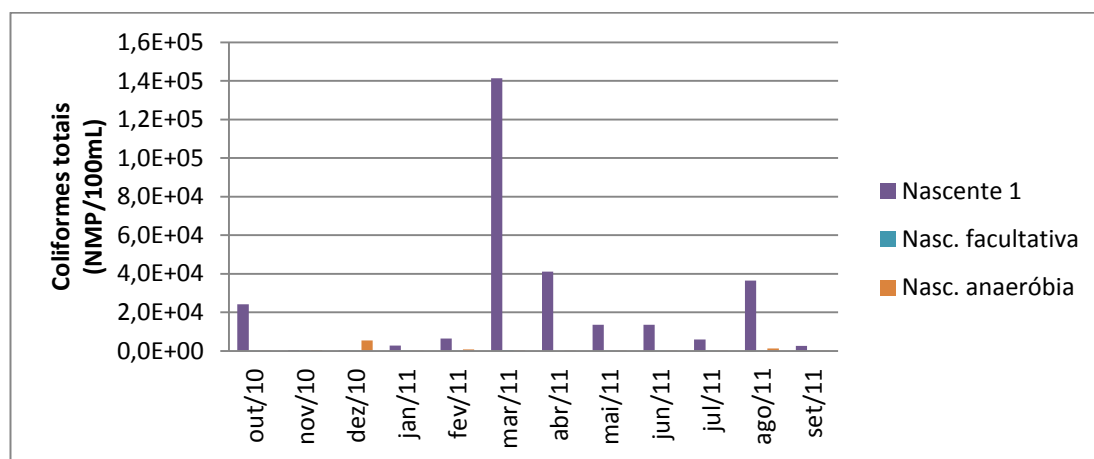


Figura 3.33: Valores de coliformes totais nas nascentes - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

METAIS

Não foram detectados teores de Cd, Pb, Cu, Cr e Ni em nenhuma das amostras, em nenhuma das campanhas realizadas. Desses, exceto o cromo, as faixas de valores naturais encontrados em argissolos, solo que ocorre em toda a área estudada, compreendem valores baixos, como visto na Tabela 3.3. Além disso, são elementos que foram detectados em baixas (Cu e Pb) ou nenhuma (Cd, Cr e Ni) concentração no lixiviado. Os LQs podem ser observados no Apêndice A. Já ferro, alumínio e manganês são elementos que podem ser encontrados em elevadas concentrações nesse tipo de solo (Tabela 3.3).

Alumínio

O alumínio, presente no solo da região, foi detectado em todos os poços de monitoramento, em diferentes campanhas (Figura 3.34). As maiores

concentrações, nos meses de março e maio de 2011, foram observadas no Poço 1, que se encontra a montante da área de disposição.

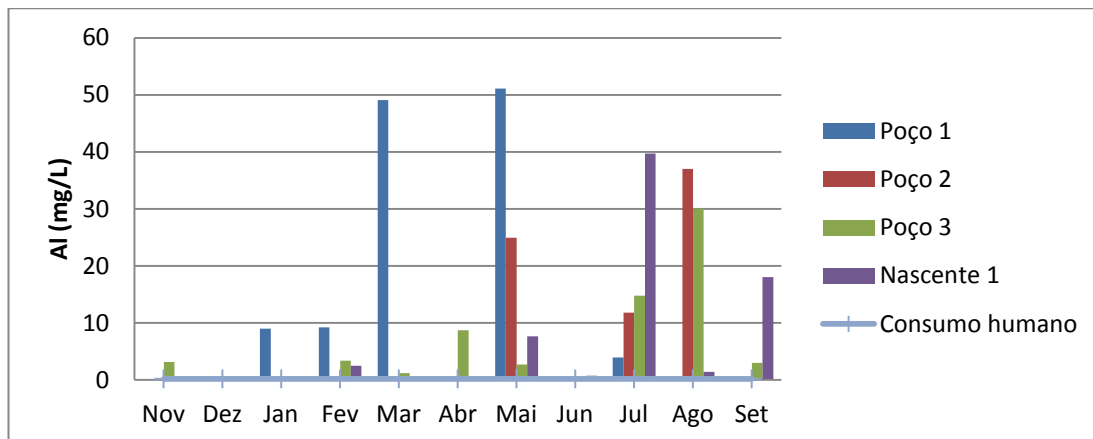


Figura 3.34: Concentrações de alumínio nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.

Ferro

Foram detectados também, elevados teores de ferro (Figura 3.35), elemento muito comum no solo da região. Pessanha (2011), estudando a mesma área, relatou elevadas concentrações de ferro em amostras dos poços de monitoramento.

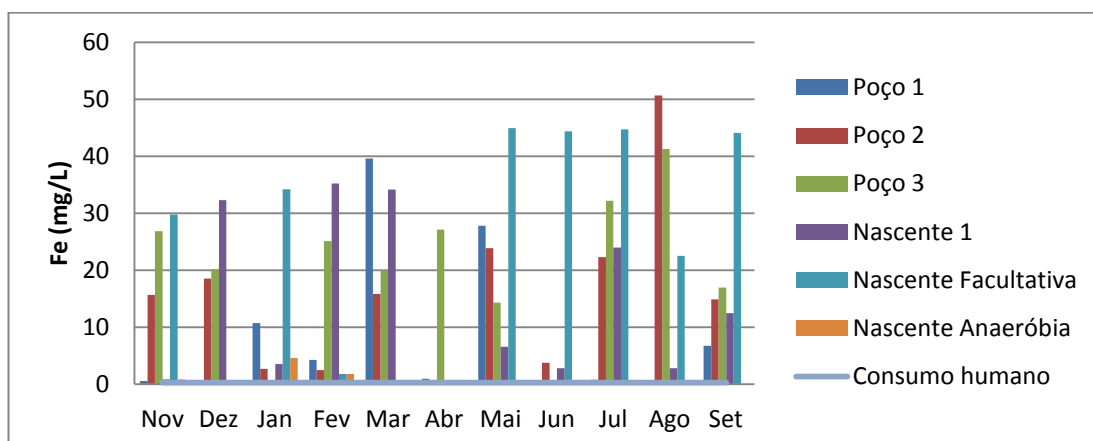


Figura 3.35: Concentrações de ferro nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.

Na Nascente 1, os teores de ferro são elevados, principalmente durante períodos chuvosos, assim como os teores de *E. coli* e coliformes totais, talvez pelo maior carreamento de resíduos para sua saída.

Manganês

Os teores de manganês encontrados (Figura 3.36) 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.

Há duas possibilidades para as elevadas concentrações de manganês encontradas: a primeira é a de que na área de disposição há fragmentos de rocha dispersos pela área, sendo importante ressaltar que estes se encontram principalmente próximos à área onde se localizam os poços 2 e 3. Como o manganês é um elemento geralmente associado ao ferro (SANTOS, 2008), a elevada concentração na água subterrânea pode ser consequência natural devido à natureza geológica do solo.

A segunda é a de contaminação pelo lixiviado, com aumento da solubilidade do Mn, e aumento da concentração na água subterrânea. Mor *et al.* (2006) chamam atenção para a redução de ferro e manganês 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) encontrou valores muito superiores, chegando à ordem de 49 mg L⁻¹ de manganês, nos poços 2 e 3, em campanhas diferentes.

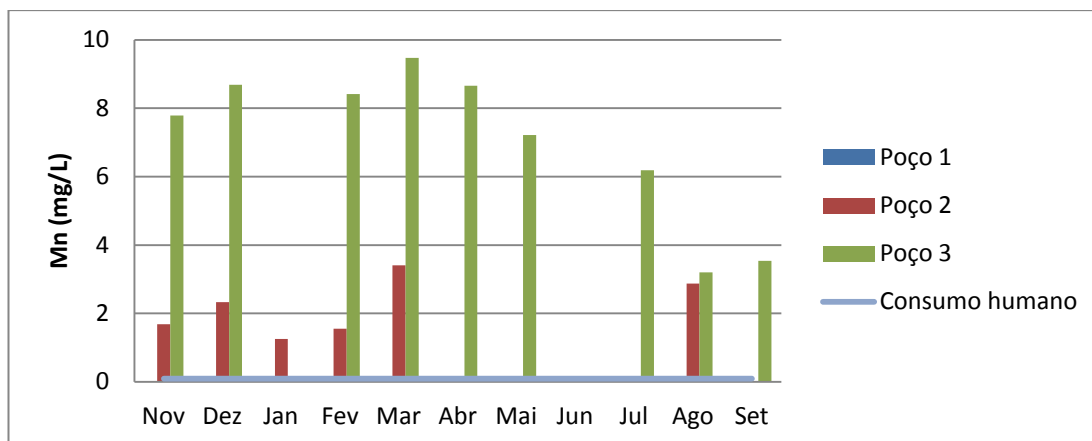


Figura 3.36: Concentrações de manganês nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.

Zinco

Foram encontradas baixas concentrações de zinco, tanto nos poços quanto nas nascentes (Figura 3.37), excetuando-se pela campanha de fevereiro, em que o poço 1 apresenta um teor elevado, cerca de 1,5 vezes o permitido para consumo humano. Pessanha (2011) encontrou baixos teores de zinco nos poços de monitoramento, não excedendo aos limites para consumo humano em nenhuma das campanhas. Devido a esses fatos, pode-se considerar a possibilidade de que tenha ocorrido alguma contaminação na coleta ou análise, gerando este dado discrepante.

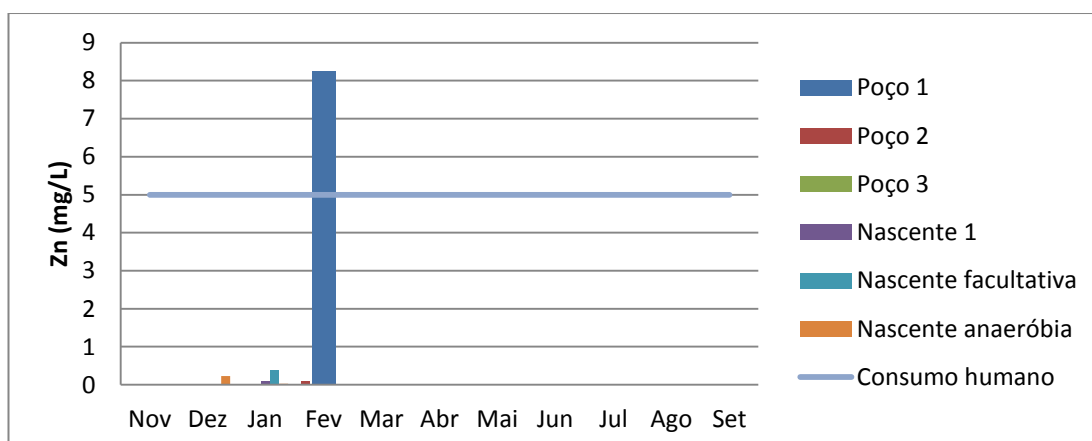


Figura 3.37: Concentrações de zinco nos poços de monitoramento e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, novembro de 2010 a setembro de 2011.

Mercúrio

Os poços de monitoramento apresentaram baixos teores de mercúrio (Figura 3.38), porém as nascentes apresentaram elevados teores, inclusive acima do limite estabelecido para consumo humano. Nos meses chuvosos as concentrações de mercúrio foram maiores na Nascente facultativa, 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.

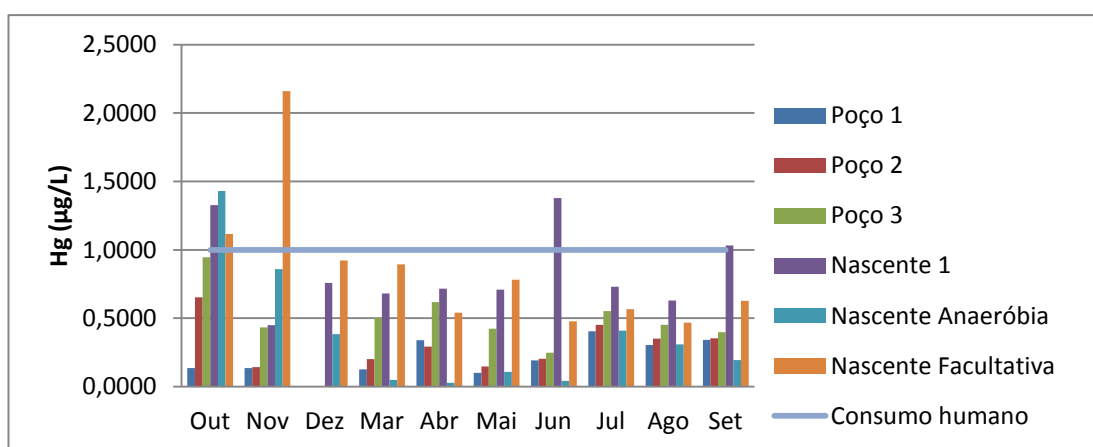


Figura 3.38: Concentrações de mercúrio nos poços de monitoramento e nascentes, e limite para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA N° 396/2008 - aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG, outubro de 2010 a setembro de 2011.

3.5 Conclusões

No aterro sanitário de Barão de Cocais, a diminuição dos valores de OD, os aumentos da condutividade elétrica e dos teores de chumbo, de montante para jusante, indicam que pode haver contaminação da água subterrânea no entorno do aterro. Esta contaminação concentra-se nos meses mais chuvosos, quando há maior produção de lixiviado no aterro sanitário que, ao entrar em contato com o solo, pode aumentar sua acidez, contribuindo para o aumento da disponibilidade dos metais.

Isto pode ocorrer devido à inadequada impermeabilização da primeira camada do aterro, não funcionando adequadamente para conter o lixiviado produzido e conduzi-lo às redes de drenagem. Outra possível causa é a existência de vazamento de lixiviado durante a drenagem até as lagoas ou existência de vazamento nas mesmas, o que ocasionaria a contaminação do lençol.

Deve-se verificar a existência de vazamentos nas lagoas ou nos tubos de drenagem do lixiviado e adoção de medidas de correção, caso sejam necessárias.

A operação do aterro parece ser adequada, com poucos resíduos expostos, pequena ou nenhuma presença de aves, boa compactação das células em atividade e recobrimento e encerramento adequado das células antigas. As novas células recebem impermeabilização com manta PEAD, o que pode melhorar a impermeabilização e drenagem do lixiviado, dificultando a contaminação do lençol freático pelo lixiviado produzido nas células novas.

No aterro de Visconde do Rio Branco, os valores decrescentes de OD e crescentes de condutividade elétrica, de montante para jusante, indicam que pode haver contaminação do lençol freático no local. Percebe-se claramente que em períodos chuvosos, quando há maior produção de lixiviado, diminui-se a concentração de OD e aumenta a dos parâmetros CE, *E. coli*, e manganês, indicando que há percolação de matéria orgânica e outros contaminantes, que atingem os poços de monitoramento. A drenagem do

lixiviado, a impermeabilização e a cobertura das células podem ser ineficientes, propiciando a contaminação do lençol.

As nascentes do local sofrem influência do aterro sanitário, principalmente no período chuvoso. É possível que a contaminação da Nascente 1 ocorra somente na saída, visto que ela apresenta teores de zinco e condutividade próximos aos da Nascente anaeróbia, a jusante, indicando que a sua qualidade não está deteriorada como um todo.

Considerando que todas as nascentes fazem parte do mesmo aquífero freático, a Nascente facultativa, que apresenta teor de ferro, zinco e mercúrio, e condutividade mais elevada que as outras, pode sofrer influência externa, talvez proveniente da lagoa facultativa, visto que ela se encontra por cima das tubulações por onde passam a nascente. Sugere-se a verificação de um possível vazamento de efluente da lagoa e que, caso o mesmo seja confirmado, seu conserto deve ser providenciado.

A operação do aterro precisa de melhorias, com maior rigor no recobrimento das células novas, pois há grande quantidade de aves no local e resíduos expostos em toda área do aterro. Aparentemente, a drenagem interna do lixiviado não está sendo adequada, já que as análises realizadas no presente estudo mostraram algumas não conformidades. A drenagem superficial, também mostra-se insuficiente visto que em períodos de chuvas há grande carreamento de solo dos taludes, chegando bem próximo às lagoas, o que pode, futuramente, diminuir seu volume, em função do assoreamento. Sugere-se que haja maior controle na impermeabilização e encerramento das células, bem como do sistema de drenagem, para que todo lixiviado produzido seja encaminhado às lagoas de tratamento.

Não há estudos de valores de referência para águas subterrâneas em nenhum dos dois aterros estudados. Isso dificulta algumas discussões acerca das concentrações dos elementos serem naturais, ou indícios do impacto ocorrido devido à presença do aterro.

Para melhorar esta avaliação, deve haver um estímulo à realização de estudos de *background*, ou seja, valores de referência natural da área, antes

da implantação dos empreendimentos, neste caso os aterros sanitários, nos Estudos de Impacto Ambiental, a fim de se comparar com os dados de monitoramento posteriores à implantação do mesmo.

Em geral, a qualidade da água subterrânea, no entorno dos dois aterros sanitários estudados encontra-se imprópria para consumo humano oferecendo riscos à saúde.

3.6 Referências bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil**. Brasília, 2007b. Disponível em: < http://www.ana.gov.br/sprtew/5/pdf/volume_5_ANA.pdf > Acesso em: 22 de março 2011.

ALLOWAY. B. J. Heavy metals in soils – Second edition. Blackie Academic & Professional. London, UK, 1995.

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.

ANDRADE, S.M.A. Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 182p. 2002.

ANTUNES, F. Z. 1986. **Caracterização climática do estado de Minas Gerais**. Informe Agropecuário 12: 9-13.

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.

BORGHETTI, N. R. B. ; BORGHETTI, J. R. ; FILHO, E. F. R. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Curitiba: Fundação Roberto Marinho/Itaipu Binacional, 2004.

BRASIL. 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.

BRASIL. **Lei N° 12.305, de 02 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://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 30 jan. 2012.

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

COMPANHIA ENERGÉTICA DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CEMIG. Dados pluviométricos da Estação de Peti. Período de outubro de 2010 a setembro de 2011. Acesso em janeiro de 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas – Norma 6410.** CETESB, São Paulo, 1988.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Apêndice A do relatório da qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo – 2009.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/125-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos>>. Acesso em 25 jan. 2012.

CORTECCI, G. **Geologia e Saúde.** Geomedicina por Prof. Gianni Cortecchi. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/media/geosaude.pdf>>. Acesso em: 27 jan. 2012.

CUNHA, E. R. S. P.; OLIVEIRA, M. V.; SILVA, F. R. M. Utilização da técnica de processo analítico hierárquico (AHP) na avaliação da "favorabilidade" para a prospecção mineral de cromo na região de Pinheiros Altos, município

de Piranga, MG, Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2, jun. 2001.

FEITOSA, F.A.C.; FILHO, J.M. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 2ª 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. 3ª ed. - Revisada e Ampliada.** Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008a. cap. 5.3, p. 381-404.

FILHO, J. M. Ocorrência das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C. (Coord.) **Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 3ª ed. - Revisada e Ampliada.** Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008b. cap. 2.1, p. 53-75.

FIORENTINO, J. C. **Geoquímica do mercúrio e outros elementos em perfil de solo desenvolvido sobre diabásio, Paulínia-SP.** Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, 68 p. 2007.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater.** Prentice Hall. 1979.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <http://www.google.com/earth/index.html>>. Data das imagens: 27 de julho de 2007; 26 de agosto de 2010 e 27 de julho de 2009. 2012.

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/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf> Acesso em: 15 Set. 2010.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma Revisão. **Geonomos**, BELO HORIZONTE - MG, v. 5, n. 1, p. 17-40, 1997.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.) **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap 2, p. 26-59.

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.

MONDELLI, G. **Investigação geoambiental em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos utilizando a tecnologia do piezocone.** Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, 391 p. 2004.

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, India, n. 118, p. 435 – 456, 2006.

NUNES, J.O.R., *et al.* **A importância do conhecimento geomorfológico na análise espacial: escolha de áreas para construção de Aterro Sanitário no Município de Presidente Prudente – SP.** VI Simpósio Nacional de Geomorfologia. Goiânia, 2006.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Avaliação da qualidade da água subterrânea a jusante do depósito de resíduos sólidos municipais de Botucatu/SP. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 16, p. 25-36, 2001.

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.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BARÃO DE COCAIS - PMBC. **Dados Geográficos.** Disponível em: <<http://www.baraodecocais.mg.gov.br/index.php/a-cidade/dados-geograficos.html>>. Acesso em: 25 jan. 2012.

REBOUÇAS, A.C. Importância da água subterrânea. In: FEITOSA, F. A. C. (Coord.) **Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 3ª ed. - Revisada e Ampliada.** Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. cap. 1.2, p. 13-29.

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.

SILVA, A. P. S. *et al.* Qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, vol. 33, nº6, Viçosa. Nov./Dez. 2009.

SILVA, L. C. F. **Depósito Pilar: contexto geológico, alteração hidrotermal e mineralização aurífera**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 111 p. 2007.

SOUZA, J. R.; BARBOSA, A. C. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química Nova na Escola**, nº 12. Nov. 2000. Disponível em: <<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc12/v12a01.pdf>>. Acesso em: 25 fev. 2012.

TINÔCO, A. A. P. **Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto - MG**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 89p. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **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.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Method 3052 - Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices**. EPA, 1996.

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.

4 CONCLUSÕES GERAIS

Este estudo revelou baixa produção de lixiviado no aterro sanitário de Visconde de Rio Branco, fazendo com que o sistema de tratamento por lagoas de estabilização operasse com folga considerável em termos de cargas orgânicas e tempos de detenção hidráulica, ao ponto de sequer operar em fluxo contínuo nem produzir efluente final durante boa parte dos 16 meses de monitoramento.

Os resultados obtidos indicam, portanto, a necessidade de revisão crítica das estimativas de produção e da composição de lixiviados de aterros sanitários, bem como dos critérios de projeto de lagoas de estabilização para o tratamento desse tipo de efluente.

Não obstante, de forma geral, este estudo indica também que o sistema de lagoas de estabilização avaliado se mostrou capaz de promover o tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Visconde de Rio Branco e atender ao padrão de lançamento de efluentes definido pela regulamentação em vigor para as variáveis analisadas.

Sugere-se, assim, que, a despeito de indicações em contrário na literatura, sistemas de lagoas possam sim constituir opção viável para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, aos menos daqueles com características similares, de porte inclusive, ao do aterro avaliado.

Essa conclusão não esconde, entretanto, aspectos que merecem ser mais bem explorados, como, por exemplo, características eventualmente recalcitrantes e tóxicas do efluente tratado, assim como o surpreendentemente limitado decaimento bacteriano verificado no sistema de tratamento avaliado.

Os resultados do monitoramento da qualidade da água subterrânea no entorno dos aterros e sua comparação com estudos apresentados em literatura permite sugerir um maior rigor técnico nas obras de drenagem e coleta do lixiviado, na impermeabilização e na cobertura das células, de maneira a se evitar a contaminação do lençol freático.

O estudo apresentou limitações pelo fato de não haver dados de monitoramento anteriores à instalação dos aterros sanitários estudados. Ressalta-se a importância do monitoramento ambiental, antes e após a instalação de empreendimentos potencialmente impactantes, neste caso, os aterros sanitários, para a comparação com os padrões de qualidade da água. Muitos valores são considerados naturais, porém, não se sabe qual era o teor natural real antes da instalação do mesmo. Esses estudos são importantes até mesmo para justificar a presença de alguns metais “atípicos” encontrados e que podem ser de ocorrência natural naquela água.

A qualidade da água nos dois aterros torna-a imprópria para consumo humano, havendo a necessidade de tratamento. Ressalta-se a importância do monitoramento ambiental após a instalação do aterro sanitário, pois, mesmo havendo certos controles, dependendo da maneira como os mesmos são realizados, pode, ainda assim, haver impactos às águas subterrâneas.

APÊNDICE A - Limites de detecção e de quantificação dos elementos traço.

Tabela A.1: Limites de quantificação dos elementos traço

Elemento	LQ (ppm)
Al	0,057
Cd	0,005
Cr	0,009
Cu	0,023
Fe	0,175
Mn	0,005
Ni	0,015
Pb	0,057
Zn	0,007

Tabela A.2: Limites de detecção e de quantificação dos elementos traço no solo analisado

Elemento	LD (mg L ⁻¹)	LQ (mg L ⁻¹)
Al	0,044	0,147
Cd	0,001	0,003
Cr	0,001	0,005
Cu	0,001	0,005
Fe	0,039	0,130
Mn	0,000	0,001
Ni	0,003	0,010
Pb	0,017	0,055
Zn	0,002	0,006