



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS DE ERECHIM
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

FERNANDA GRACIELI MACHADO BRUM

**ESTUDO AMBIENTAL DE ATERRO SANITÁRIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DE PALMEIRA DAS MISSÕES - RS**

Erechim, RS

FERNANDA GRACIELI MACHADO BRUM

**ESTUDO AMBIENTAL DE ATERRO SANITARIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DE PALMEIRA DAS MISSÕES - RS**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental sob a orientação do Prof. Dr. Eduardo Pavan Korf e prof. Dr. Altemir José Mossi

**Erechim, RS
2017**

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL

Rua General Osório, 413D

CEP: 89802-210

Caixa Postal 181

Bairro Jardim Itália

Chapecó - SC

Brasil

FERNANDA GRACIELI MACHADO BRUM

**ESTUDO AMBIENTAL DE ATERRO SANITÁRIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DE PALMEIRA DAS MISSÕES - RS**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, defendida em Banca examinadora 19/12/2017.

Orientadores: Prof. Dr. Eduardo Pavan Korf
Prof. Dr. Altemir José Mossi

Aprovado em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof.º Dr. Eduardo Pavan Korf – UFFS

Prof.ª Dra. Gean Delise Leal Pasquali Vargas – UFFS

Prof.º Dr. Pedro Domingos Marques Prietto – UPF

Erechim/RS, 19 de dezembro de 2017.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em especial a Deus, por me guiar, me iluminar, por estar sempre presente em minha vida, por me fazer acreditar que este sonho era possível, a seguir sempre em frente e não desanimar nas dificuldades;

A minha mãe pelo carinho e pelo incentivo aos estudos;

Em especial ao meu orientador Prof^o. Dr. Eduardo Pavan Korf, excelente mestre, pelos ensinamentos repassados, pela disponibilidade, paciência, dedicação e incentivo, os meus mais sinceros agradecimentos.

Ao meu coorientador Prof^o. Dr. Altemir José Mossi, pela orientação e contribuições ao projeto;

A Lucimara Bragagnolo, pelo esforço, desempenho e dedicação a colaboração desta dissertação. Desejo que seu futuro permita que você alcance todos os seus sonhos e objetivos. Meus mais sinceros votos agradecimento e estima.

A colega e amiga Alana da Cruz Bueno, a quem dividiu comigo tantas horas de estrada, moradia e longas conversas, muito obrigada pelo carinho.

Agradeço as pessoas que cruzaram meu caminho durante esta trajetória, colegas e professores do programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia da UFFS – Campus Erechim, agora mais do que amigos.

A Universidade Federal da Fronteira Sul e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela oportunidade de busca de conhecimento técnico e científico.

A todos aqueles que o Senhor Deus colocou em meu caminho, muitos me inspiraram, me ajudaram, me desafiaram e me encorajaram a chegar até aqui.

*“Só se pode alcançar um grande
êxito quando nos mantemos fiéis
a nós mesmos.”*

Friedrich Nietzsche

RESUMO

O desenvolvimento econômico, bem como os hábitos sociais tem influenciado o aumento da taxa de geração de resíduos sólidos. Nesse sentido, a gestão adequada desses resíduos precisa ser realizada tendo em vista os sérios problemas ambientais, de saúde, ecológicos e sociais que podem vir a desencadear. No Brasil, o aterro sanitário tem sido considerado um dos processos de gestão de resíduos, sendo definido como um método de destinação eficiente para conter possíveis riscos de contaminação. Para tanto, exige-se um monitoramento adequado e contínuo quanto aos aspectos e impactos ambientais que podem ser gerados. Diante disso, esta pesquisa visou desenvolver um diagnóstico ambiental no aterro sanitário de resíduos sólidos de Palmeira das Missões - RS a fim de avaliar as condições de disposição de resíduos sólidos. A caracterização dos resíduos do aterro sanitário, com relação à sua origem, quantidades e composição gravimétrica demonstrou que a média dos resíduos orgânicos/rejeitos obteve valores próximos à realidade nacional Brasileira, ficando acima da média dos EUA. Já, a quantidade de resíduos recicláveis demonstra proporções diferenciadas de outras realidades avaliadas. Com relação à produção per capita de resíduos, 97% dos municípios estão abaixo da média da Região Sul do Brasil. Quanto a qualificação dos efluentes gerados na disposição dos resíduos nas células do aterro sanitário, através de avaliação de dados históricos e da eficiência do tratamento verificou-se que 9 parâmetros estão acima dos valores máximos permitidos (VMP) nas legislações Brasileiras sendo eles: cloreto, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), ferro, manganês, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos sedimentáveis, sendo que a eficiência média do tratamento utilizado foi de 60%. Com relação ao estudo hidrogeológico verificou-se que o fluxo das águas subterrâneas ocorre adequadamente de montante a jusante. A avaliação da qualidade das águas subterrâneas, através de dados históricos obtidos, determinou que 11 parâmetros estão acima do VMP da legislação: pH, cádmio, chumbo, níquel, mercúrio, cromo total, alumínio, manganês, turbidez, coliformes totais e termotolerantes, sendo que inferiu-se sobre a influência da atividade de disposição para apenas 2 parâmetros: chumbo e DBO₅. A estimativa da viabilidade técnica para a produção de biogás e possível aproveitamento energético indicou ser inviável a captação dos gases para transformação de energia elétrica já que o potencial de produção de energia é muito inferior à demanda do aterro.

Palavras-chave: Composição Gravimétrica; Biogás; Lixiviado; Águas subterrâneas

ABSTRACT

Economic development as well as social habits have influenced the increase of solid waste generation. In this sense, the wastes management needs to be carried out due to serious environmental, health, ecological and social problems which has the potential to occur. In Brazil, the landfill has been considered one of the waste management processes, being defined as an efficient destination method to contain possible contamination risks. For this, it is required an adequate and continuous monitoring of the environmental aspects and impacts that can be generated. Therefore, this research aimed to develop an environmental diagnosis in the solid waste landfill from Palmeira das Missões - RS in order to evaluate the solid waste disposal conditions. The characterization of the wastes of the landfill, with respect to their origin, quantities and gravimetric composition, showed that the average of the obtained values for organic wastes / rejects are close to the Brazilian national reality, being above the US average. However, the amount of recyclable waste demonstrates different proportions of other realities evaluated. In relation to percapita percentage of waste, 97 % of the municipalities are below the average of South Region of Brazil. Regarding the qualification of the effluents generated in the waste disposal in the cells, through evaluation of historical data and the treatment efficiency, it was verified that 9 parameters are above the maximum values allowed (VMP) in the Brazilian legislations: chloride, thermotolerant coliforms, BOD, COD, iron, manganese, ammonia nitrogen, SST and sedimentable solids, with average efficiency of 60%. Regarding the hydrogeological study, it was verified that the groundwater flow occurs properly upstream. The evaluation of the groundwater quality, through historical data obtained, determined that 11 parameters are above the VMP of the legislation: pH, cadmium, lead, nickel, mercury, total chromium, aluminum, manganese, turbidity, total coliforms and thermotolerant coliforms. However, it was inferred on the influence of the disposition activity for only 2 parameters: lead and BOD₅. The estimation of the technical viability for the biogas production and possible energy utilization indicated that it is unfeasible to capture the gases for the transformation of electric energy since the potential of energy production was much lower than the landfill demand.

Keywords: *Gravimetric Composition; Biogas; Leached; Groundwater*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Fluxograma das etapas da elaboração da pesquisa.	28
Figura 2. Mapa de localização do aterro sanitário.	29
Figura 3.. Fluxograma da Estação de tratamento de efluentes.	32
Figura 4. Método GOD de avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação.	38
Figura 5. Célula de recebimento de resíduos sólidos urbanos.	43
Figura 6. Fluxograma do processo da Central de triagem do Aterro Sanitário.	44
Figura 7. Perfil geológico do Aterro Sanitário.	45
Figura 8. Paisagem dos resíduos recebidos no Aterro.	46
Figura 9. Descarregamento dos resíduos na central de triagem.	47
Figura 10. Seleção dos resíduos na esteira propulsora.	47
Figura 11. Acondicionamento dos resíduos em Bags.	48
Figura 12. Rejeitos e resíduos orgânicos encaminhados para a célula de recebimento.	48
Figura 13. Resíduo reciclável segregado para posterior comércio.	49
Figura 14. Método de quarteamento de resíduos 2m X 2m.	50
Figura 15. Resíduos colocados no quadro de quarteamento.	50
Figura 16. Quarteamento dos resíduos e eliminação de partes em diagonal.	51
Figura 17. Composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos obtidos após o método de quarteamento.	51
Figura 18. Comparação da composição gravimétrica de resíduos deste estudo com cidades do Brasil e em diversos países.	53
Figura 19. pH para efluente bruto e tratado.	58
Figura 20. Concentração de cloretos para efluente bruto e tratado.	58
Figura 21. Valores de DBO ₅ para efluente Bruto e tratado.	60
Figura 22. Valores de DQO para efluente bruto e tratado.	61
Figura 23. Análises de Ferro para efluente bruto e tratado.	63
Figura 24. Valores de Manganês para efluente Bruto e tratado.	63
Figura 25. Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente bruto e tratado.	64
Figura 26. Concentração de sólidos sedimentáveis no efluente bruto e tratado.	65
Figura 27. Evolução dos Sólidos Suspensos totais no efluente bruto e tratado.	66
Figura 28. Mapa da localização das células do Aterro sanitário e poços de monitoramento a jusante e a montante.	67
Figura 29. Imagem dos poços de monitoramento PJ1, PJ2, PJ3 e PM4.	69
Figura 30. Imagem dos poços de monitoramento PJ5 e PJ6.	69
Figura 31. Mapa potenciométrico de fluxo subterrâneo.	71
Figura 32. Profundidade dos poços de monitoramento e nível do lençol freático (sem escala)	72
Figura 33. Evolução do pH ao longo dos anos para os poços de monitoramento.	77
Figura 34. Concentrações de chumbo para o período efluente bruto e tratado.	78
Figura 35. Concentrações de chumbo para efluente bruto e tratado.	79
Figura 36. Concentrações de cromo total para o período analisado.	79
Figura 37. Valores de mercúrio para o período analisado.	81
Figura 38. Valores de níquel obtidos durante o período.	82
Figura 39. Concentração de alumínio para o período avaliado.	83
Figura 40. Concentração de Mn para os poços de monitoramento.	84

Figura 41. Concentração de turbidez para os poços de monitoramento	85
Figura 42. Coliformes totais no período analisado	86
Figura 43. Coliformes termotolerantes no período analisado	86
Figura 44. Quantidade de coliformes totais observada no efluente bruto e tratado	87
Figura 45. Valores obtidos de DQO juntos aos poços de monitoramento	88
Figura 46. valores de DBO ₅ obtidos durante o período analisado.....	88
Figura 47. Concentrações de Oxigênio dissolvido para o período analisado	89
Figura 48. Valores de Condutividade obtidos junto às análises dos poços de monitoramento	89
Figura 49. Sólidos totais dissolvidos na água.....	90
Figura 50. Médias do parâmetro cloretos para cada poço analisado	90
Figura 51. Resultados para geração de metano para o modelo LandGEM	93
Figura 52. Possíveis aplicações para o biogás.....	94
Figura 53. Potencial energético do aterro em estudo durante o período de 20 anos.	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. - Taxas de geração per capita de RSU por faixa populacional adotadas para o RS.	19
Tabela 2. Classificação do lixiviado relacionados à idade do aterro.....	22
Tabela 3. Valores utilizados são referentes à formação do Aquífero da Serra Geral.....	35
Tabela 4. Definição das classes de vulnerabilidade do aquífero.	38
Tabela 5. Parâmetros adotados	40
Tabela 6. Quantidade de rejeitos depositada no aterro sanitário	40
Tabela 7. Produção per capita de resíduos dos municípios atendidos pelo Aterro Sanitário de estudo.....	54
Tabela 8. Parâmetros avaliados para o efluente bruto e tratado e VMP.....	55
Tabela 9. Avaliação dos poços de monitoramento	68
Tabela 10. Parâmetros avaliados dos poços de monitoramento.	75
Tabela 11. Parâmetros avaliados dos poços de monitoramento com VMP das legislações vigentes.....	76
Tabela 12. Teste t para parâmetros analisados dos poços de monitoramento	91

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo geral.....	17
2.2 Objetivos específicos	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1 Resíduos Sólidos.....	18
3.2 Aterros sanitários.....	20
3.3 Lixiviados de aterros sanitários.....	22
3.4 Águas subterrâneas e sua avaliação em Aterros Sanitários	24
3.5 Produção de biogás em aterros sanitários	26
4. METODOLOGIA	28
4.1 Caracterização do Local de estudo.....	28
4.2 Caracterização Geológica e Hidrogeológica.....	29
4.3 Descrição do sistema de gerenciamento dos resíduos no aterro.....	29
4.4 Caracterização dos resíduos no aterro.....	30
4.5 Caracterização do lixiviado gerado no aterro	31
4.6 Águas subterrâneas.....	33
4.6.1 Poços de monitoramento	33
4.6.2 Estudo do fluxo.....	33
4.6.3 Amostragem e análise da água subterrânea.....	35
4.6.4 Vulnerabilidade à Contaminação das Águas Subterrâneas	37
4.7 Estimativa da viabilidade técnica para a produção de biogás e possível aproveitamento energético	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	42
5.1 Local de estudo.....	42
5.2 Caracterização Geológica e Hidrogeológica.....	44
5.3 Descrição do sistema de gerenciamento dos resíduos no aterro.....	45
5.4 Caracterização dos resíduos no aterro.....	49
5.5 Lixiviado gerado no aterro.....	55
5.6 Recursos Hídricos Subterrâneos	66
5.6.1 Poços de monitoramento	66
5.6.2 Estudo de fluxo.....	70
5.6.4 Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas	92

5.7	Estimativa da produção de biogás.....	92
5.7.1	Estimativa de potencial energético	94
6.	CONCLUSÃO	96
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97

1. INTRODUÇÃO

A produção de resíduos sólidos tem aumentado abundantemente nos últimos anos, devido ao fato do aumento considerável da urbanização, principalmente ao padrão de consumo e a mudança de hábitos alimentares, nos países em desenvolvimento. A gestão de resíduos sólidos demanda conhecimento e alternativas para que seu destino final seja ambientalmente correto, evitando assim diversos problemas ambientais (KHAN, KUMAR e SAMADDER, 2016).

Ainda não se chegou a consenso sobre o melhor destino dos resíduos sólidos. Diversas pesquisas têm surgido no âmbito de tratamento dos resíduos, como forma de desenvolver técnicas que aliem menores impactos possíveis, aliando assim uma crescente busca pela qualidade ambiental, pois um programa devidamente adequado de gestão de resíduos reflete significativamente na qualidade de vida e do ecossistema da comunidade inserida.

Os resíduos sólidos são fontes potenciais permanentes de poluição ambiental quando exposta diretamente a compartimentos ambientais onde podem promover contaminações e a mortalidade de organismos vivos. Os resíduos sólidos devem ser dispostos em locais especiais, nomeadamente, aterros sanitários ou células de armazenamento, onde o mesmo sofre degradação e transformação em uma grande variedade de subprodutos, enquanto deve ser controlado seu impacto na qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas (CLARKE et al., 2015).

Atualmente, a opção mais utilizada para a disposição de resíduos tem sido os aterros sanitários, pois muitas vezes demanda de menores investimentos (DEMIRABAS, 2011). Em cidades como Pequim na China, a maior parte dos resíduos gerados é coletada e transportada para grandes estações de transferência e depois para aterros (64,6%) ou para a plantas de compostagem (3,5%). O resto é transportado diretamente para aterros sanitários (28,4%) ou despejos abertos (3,5%) (ZHAO et al., 2011). Em países pertencentes à União Europeia, os resíduos sólidos urbanos são gerenciados através de aterros sanitários (33,6%), incineração (24,2%), reciclagem (27,4%) e compostagem e digestão anaeróbica (14,8%) (COLAZO, et al., 2015). No Brasil, 58,4% dos resíduos gerados são enviados para aterros sanitários, 19,4% para aterros considerados controlados, 19,8 % ainda são enviados para lixões e o restante para outros lugares como incineração, compostagem, central de triagem (BRASIL, 2011)

No Brasil, o Plano Nacional de Resíduos sólidos (PNRS) elaborado em 2011, busca soluções para os graves problemas causados pela grande geração de resíduos, que vem comprometendo a qualidade de vida dos brasileiros, e visa dar um destino ambientalmente

correto gerados diariamente. Segundo esse plano, o método mais viável e correto para o destino dos resíduos sólidos urbanos tem sido o aterro sanitário (Brasil, 2011).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) sob a Lei 12.305 de 2010 e o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2011 sugerem o aterro sanitário como o destino para os resíduos no Brasil, sendo que os aterros devem possuir as condições necessárias para operar de forma que os impactos gerados através da emissão de gases e lixiviados sejam minimizados através da implantação, execução e operação de um projeto, além de um programa de monitoramento ambiental, para coleta e tratamento de gases e lixiviados, a fim de não poluir o solo, as águas subterrâneas e águas superficiais.

Diante disso, eles devem ser projetados para descartar grandes quantidades de resíduos a custos econômicos com efeitos ambientais potencialmente menores. No entanto, o gerenciamento impróprio de aterros pode representar sérias ameaças ambientais através da descarga de águas residuais poluídas de alta resistência, conhecidas como lixiviados (YAO, 2013).

A eliminação dos resíduos ocorre na forma de armazenamento em células que isolam o solo através de manta, e após cobrem os resíduos sólidos com solo. Nestas condições, os resíduos são bioquimicamente transformados em gases e lixiviados altamente tóxicos. Além disso, quando a água da chuva é percolada através de aterros sanitários, é possível uma aceleração nos processos bioquímicos, o que pode aumentar as quantidades de lixiviados e gases (RICORDEL et al., 2014).

O transporte de contaminantes do aterro oriundo dos lixiviados, ocorre principalmente através da água da chuva, com escoamento subterrâneo e superficial, caso não houver medidas de controle. A contaminação diminui juntamente com o aumento da distância do aterro sanitário. A quantidade total de contaminantes emitidos em aterros depende, entre outros, do tipo de resíduo depositado e das mudanças físico-químicas que ocorrem e também da proteção da superfície do solo (ADMCOVÁ et al., 2017).

O lixiviado de aterro é entendido como um fator complexo na qual existem a mistura de diversos produtos químicos, incluindo matéria orgânica, sais inorgânicos, poluentes orgânicos e metais pesados, cada um em concentrações que variam de acordo com a características físicas, químicas e processos) que ocorrem dentro do aterro sanitário (KJELDSEN et al., 2002).

Outro grande problema está relacionado ao lançamento de gases pelos aterros, como o metano. O metano é o resultado de uma decomposição anaeróbia da fração orgânica no lixo.

A quantidade de metano resultante deste processo depende principalmente da quantidade de resíduos, teor de umidade e temperatura. (EPA, 2010).

Apesar de os aterros gerarem grandes quantidades de gases, estes podem ser convertidos em energia renovável. Mas este tipo de operação não gera uma economia muito atraente, onde acaba sendo lançado para a atmosfera, contribuindo para o aquecimento global. Esse biogás pode ser usado após purificação em motores, turbinas a gás, células de combustível, caldeiras, aquecedores industriais, outros processos ou para a fabricação de produtos químicos (DEMIRABAS, 2011).

Além da emissão desses gases, a qualidade do ar pode ser afetada, pois odores provenientes originários da liberação atmosférica de compostos químicos são formados durante os processos biológicos e químicos que ocorrem durante a decomposição dos resíduos. Estes odores podem tornar-se irritantes alterando assim a qualidade de vida de moradores próximos e até mesmo criar potenciais riscos para a saúde (EL FADEL et al., 1997)

Embora um aterro sanitário seja a solução mais indesejável de acordo com a hierarquia de prioridade no gerenciamento de resíduos, ele ainda está sendo praticado mesmo em países desenvolvidos. Uma vez que um aterro sanitário representa um risco potencial para o meio ambiente, mesmo que o projeto, implantação e operação estejam adequados, o seu monitoramento deve ser permanente, durante toda a vida útil do aterro, durante a fase operacional e após o seu encerramento, visando prevenir de eventuais impactos e riscos ambientais (CHRISTENSEN & KJELDEN, 1995).

Além disso, um bom diagnóstico, monitoramento e avaliações precisas podem evitar potenciais impactos, tais como incêndios e explosões, instabilidade geotécnica das massas de resíduos, danos à vegetação, odores desagradáveis, poluição das águas subterrâneas, poluição do ar e aquecimento global, a fim de tornar confiável o planejamento e gerenciamento do aterro (CALVO et al., 2005; PIVATO et al., 2017; MANZO et al., 2017).

Neste sentido, na busca de conhecer e investigar o gerenciamento de resíduos sólidos, a disposição em aterro e seus impactos, este estudo propõe realizar um diagnóstico no aterro sanitário localizado na cidade de Palmeira das Missões/RS. Este aterro, apesar de estar licenciado pelo órgão de Licenciamento Estadual do Rio Grande do Sul - FEPAM, de acordo com todas as normas e legislações necessárias, carece de um estudo aprofundado e monitoramento permanente com relação às possíveis contaminações e suas fontes, possibilitando avaliar os resíduos, gases e efluentes e seu impacto sobre os solos e mananciais hídricos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa visou desenvolver um estudo ambiental em aterro sanitário de Resíduos Sólidos de Palmeira das Missões - RS, afim de avaliar as condições de disposição de resíduos sólidos.

2.2 Objetivos específicos

a) Caracterização dos resíduos do aterro sanitário, com relação à sua origem, quantidades e composição gravimétrica;

b) Qualificação dos efluentes gerados na disposição dos resíduos nas células do aterro sanitário, através de dados históricos obtidos em de análises realizadas ao longo dos anos como avaliação da eficiência do tratamento utilizado;

c) Estudo hidrogeológico e de avaliação da qualidade das águas subterrâneas, através de dados históricos obtidos por análises realizadas ao longo dos últimos anos;

d) Estimativa da viabilidade técnica para a produção de biogás e possível aproveitamento energético.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos Sólidos

Segundo a Norma Brasileira 10004 os resíduos sólidos ou semissólidos, são definidos como aqueles que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

Já os resíduos sólidos urbanos são quaisquer resíduos não líquidos que surgem de atividades humanas e animais e são descartados como inúteis ou indesejados que englobam os resíduos gerados pelas atividades domésticas, comerciais e de construção em alguns casos que é coletado e tratado pelos municípios Estes incluem as frações orgânicas e inorgânicas, tais como resíduos de cozinha, embalagens de produtos, recortes de grama, pano, garrafas, papel, latas de tinta, baterias, etc., produzidos em uma sociedade, que geralmente não possuem qualquer valor para o primeiro usuário (KARAK; BHAGAT e BHATTACHARYYA , 2012; PRESS E DELHI, 2009).O crescimento populacional, bem como o aumento das escolhas do consumidor resultou em um setor produtivo acelerado, que muitas vezes possui instalações inadequadas ou insuficientes para a gestão e tratamento dos resíduos produzidos (KARAK; BHAGAT e BHATTACHARYYA , 2012).

Ainda, as taxas de geração de resíduos sólidos são influenciadas pelo desenvolvimento econômico, grau de industrialização, hábitos sociais e clima local. Geralmente, quanto maior o desenvolvimento econômico e taxa de urbanização, maior será a quantidade de resíduos sólidos produzidos (HOORNWEG e BHADA-TAT, 2012).

Enquanto que, há uma década, a geração de resíduos sólidos municipais se aproximava de 0,68 bilhões de toneladas por ano, os níveis mais recentes alcançaram aproximadamente 1,3 bilhões de toneladas/ano. É ainda esperado que tais níveis cresçam a até 2,2 bilhões de toneladas por ano até 2025 (PELLERA; PASPARAKIS; GIDARAKOS, 2016).

No Brasil, os resíduos sólidos possuem leis consideradas recentes. Um exemplo é o PNRS que entrou em vigor em 2011 que tem por objetivos diagnosticar a situação dos

resíduos sólidos no Brasil, propor cenários (incluindo tendências internacionais), propor metas de redução, reutilização, reciclagem dos resíduos, para aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos; eliminação e recuperação de lixões bem como medidas de gestão resíduos além de normas e diretrizes para a disposição final de rejeitos e a Política Nacional de Resíduos Sólidos, regulamentada pela Lei 12.305 de agosto de 2010 que estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas, ações, e importantes instrumentos, tais como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que contempla os diversos tipos de resíduos gerados, alternativas de gestão e gerenciamento passíveis de implementação, bem como metas para diferentes cenários, programas, projetos e ações correspondentes (BRASIL, 2010; 2011).

Segundo a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler (FEPAM, 2014) não existem informações a nível estadual ou municipal sobre a geração e a caracterização de resíduos sólidos de uma forma organizada e consolidada no Rio Grande do Sul, o que existe é um conflito de informações apresentadas por mais de uma fonte, onde as informações foram obtidas em consultas ao Banco de dados da FEPAM, órgão ambiental do estado do Rio Grande do Sul.

Segundo o Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul PERS - RS (2015) as taxas de geração de RSU por faixa populacional adotada para o Rio Grande do Sul são definidas considerando-se a realidade demográfica do Estado, bem como dados fornecidos para a FEPAM através de relatórios enviados pelos aterros sanitários, controlados, centrais de triagem de resíduos, as quais estão apresentadas na tabela 1:

Tabela 1. - Taxas de geração per capita de RSU por faixa populacional adotadas para o RS.
Fonte: PERS - RS (2015)

Porte do município	Faixa Populacional (habitantes)	Número de municípios	Geração per capita (kg/hab.dia)
Pequeno porte	Até 50.000	455	0,65
Médio porte	De 50.001 a 300.000	38	0,8
Grande porte I	300.001 a 1 milhão	3	0,9
Grande porte II	300.001 a 1 milhão	1	1,1

As taxas de geração per capita para as populações urbana e rural são diferentes pois essas populações apresentam um padrão de consumo distintos. Para a estimativa de geração de RSU para a população urbana de cada município foram utilizadas as taxas de geração

referentes às respectivas faixas populacionais apresentadas na Tabela 1. Visto que a população rural dos municípios gaúchos estimada para o ano de 2014 corresponde a uma população de até 50.00 habitantes, para a população rural foi sempre aplicada a taxa referente a essa faixa populacional: 0,65 kg/hab/dia (PERS – RS, 2015)

Sabe-se que o crescente processo de urbanização tem representado enormes desafios quanto a gestão dos resíduos sólidos, uma vez que aumentou significativamente a necessidade de investimentos para a ampliação dos serviços de gerenciamento dos resíduos sólidos, tais como: coleta, transportes e construção de novas instalações de tratamento e destinação final. Nesse sentido, a gestão inadequada dos resíduos sólidos tem resultado em sérios problemas ecológicos, ambientais e de saúde (AGBOZU; OGHAMA; ODHIKORI, 2015).

Portanto, o gerenciamento ambientalmente correto destes resíduos, tem se tornado um desafio global devido ao crescente aumento da população da urbanização, a disponibilidade limitada de recursos ambientais, e da industrialização muitas vezes sem precedentes e irreversíveis. O desenvolvimento sustentável tem muito a ver com a forma de gerenciamento de resíduos sólidos (SEO et al., 2004; THANH et al., 2011).

Diante deste cenário, o aterro sanitário surge como uma forma de gestão de resíduos sólidos, que tem como princípio dar destino correto para os resíduos e rejeitos produzidos pela população, sendo necessário medidas no seu gerenciamento, adotando-se técnicas de manejo evitando elevados custos que possam inviabilizar sua execução.

3.2 Aterros sanitários

Um dos processos do sistema de gestão de resíduos sólidos, são os aterros sanitários. Ele pode ser definido como um método de eliminação de resíduos no solo sem a criação de perturbações ou riscos para a saúde ou a segurança pública, utilizando os princípios de engenharia para confinar o lixo na menor área possível, reduzi-lo para o menor volume prático, e cobri-lo com uma camada de solo na conclusão de operação diária ou em intervalos mais frequentes que possam ser necessários (RAGHAB et al., 2013).

Segundo a Norma Brasileira NBR 8419 (1992), define-se aterro sanitário como sendo uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbano no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os como uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou intervalos menores, quando necessário.

Os aterros sanitários surgiram na década de 60, devido ao alto índice de geração de resíduos ligado ao consumo elevado e a produção em massa. Inicialmente os resíduos sólidos eram apenas coletados e jogados em algum terreno, sem nenhum tipo de controle, apenas como forma de “eliminá-lo” de perto da população. (STRASSER, 1999).

Na maioria dos países, o aterro sanitário é hoje a forma mais comum de eliminar resíduos sólidos municipais, apesar de muitas vantagens, a geração de lixiviados fortemente poluídos, apresentando variações significativas no fluxo volumétrico e na composição química, constitui uma grande desvantagem deste processo. Ano após ano, o reconhecimento do impacto do lixiviado em aterros no meio ambiente forçou as autoridades a determinar diversos requisitos, sendo cada vez mais rigorosos para controle de poluição (RENOU et al., 2008).

Em países europeus como a Hungria e asiáticos como a Índia, a deposição em aterro desempenha um papel importante nos processos de manuseio de resíduos sólidos urbanos, sendo o método mais comum de gestão de resíduos sólidos, sendo a tecnologia mais utilizada em países em desenvolvimento, onde cerca de 4,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos são depositados em aterros anualmente. (FAITLIA et al, 2015 e BONEY 2016)

Os aterros sanitários são considerados como mecanismos mais básicos utilizados para a disposição dos resíduos sólidos municipais, uma vez que eles oferecem um espaço significativo para dispor elevadas quantidades de resíduo a custos econômicos em comparação com outros meios, como a incineração (UMAR et al., 2010). Uma vez que cada alternativa de gestão de resíduos, como reciclagem, incineração, digestão anaeróbia e compostagem, possui suas próprias limitações tecnológicas e econômicas, é esperado que a disposição em aterros sanitários continue sendo uma das opções de gestão dos resíduos sólidos municipais no futuro (FEI; ZEKKOS e RASKIN, 2015).

Contudo, devido ao aumento da densidade populacional e infraestrutura urbana, inúmeros aspectos devem ser considerados de modo a assegurar a sustentabilidade global do aterro, principalmente àqueles relacionados com a economia, otimização do local e operação (SUMATHI; NATESAN e SARKAR, 2008).

Com relação aos produtos gerados, os resíduos dispostos em aterros sanitários estão sujeitos a uma série de processos bioquímicos e físicos, estes que resultam na produção de emissões líquidas e gasosas (AL-JARRAH e ABU-QDAIS, 2006; FAITLI et al., 2014). Por conta disso, tem-se a necessidade do rigoroso controle ambiental.

A composição dos resíduos dispostos é um dos principais fatores que influenciam nas emissões dos compostos produzidos pelas reações bioquímicas, uma vez que diferentes tipos

de lixo contêm diferentes parcelas de carbono orgânico degradável e carbono fóssil (PIPATTI; SHARMA e YAMADA 2006).

3.3 Lixiviados de aterros sanitários

O termo lixiviado, em aterros sanitários, é usado para designar o líquido formado pela decomposição da matéria orgânica que é carregado, principalmente, por fatores hidrogeológicos, climáticos e devido às características dos resíduos dispostos. O lixiviado pode conter inúmeros tipos de contaminantes, como metais pesados, poluentes orgânicos persistentes, organismos patogênicos e drogas farmacêuticas que podem resultar tanto em problemas ambientais, quanto em riscos à saúde humana (HUANG et al., 2009; KJELDSSEN et al., 2002). Caso essas substâncias alcancem os lençóis freáticos, os poluentes presentes no lixiviado podem misturar-se com o aquífero. Além disso, tais contaminantes podem ainda desencadear uma série de reações devido às interações com o solo e seus minerais (SIZIRICI e TANSEL, 2015).

A carga de contaminação, bem como a concentração das substâncias lixiviadas são espacialmente e temporalmente variáveis (MAVAKALA et al., 2016; POROWSKA, 2015). Além disso, dependem das atividades físicas, químicas e biológicas que ocorrem na célula de disposição.

Embora a composição do lixiviado possa variar amplamente dentro dos estágios sucessivos como aeróbico, acetogênico, metanogênico e estabilização da evolução do lixo, três tipos de lixiviados foram definidos de acordo com a idade do aterro sanitário (Tabela 2). A relação existente entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica pode fornecer um critério útil para escolher um processo de tratamento adequado (RENOU, et al., 2008)

Tabela 2. Classificação do lixiviado relacionados à idade do aterro.
Fonte: RENOU et al., 2008.

Características	Jovem	Intermediário	Velho
Idade (anos)	< 5	5-10	>10
DQO (mg/L ⁻¹)	> 10000	4000-10000	<4000
DBO ₅ / DQO	> 0,3	0,1-0,3	<0.1
Compostos orgânicos	80% de ácidos (AGV)	5-30% de AGV+ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais pesados	Baixo-médio	-	Baixo
Biodegradabilidade	Importante	Médio	Baixo

A caracterização do lixiviado do aterro sanitário é um fator crítico no estabelecimento de uma estratégia de gerenciamento ou processo de tratamento correspondente. No entanto, muitas vezes é difícil prever a qualidade do lixiviado devido a uma variedade de fatores de influência, como a composição dos resíduos e até mesmo operações de aterro sanitário (FADEL et al., 2002).

De acordo com McBean; Rovers e Farquhar (1995), nos primeiros anos de funcionamento da célula, o lixiviado contém grande taxa de matéria orgânica biodegradável. Essa característica provém de processos como a biodegradação de matéria orgânica complexa, como a celulose, e de orgânicos simples dissolvidos. Contudo, após 4 a 5 anos, mudanças passam a ocorrer em função do decréscimo do material facilmente biodegradável e da produção de gases, permanecendo a matéria orgânica pouco biodegradável.

A composição do lixiviado de aterro sanitário varia muito. Em geral, parâmetros básicos como DQO, DBO, relação DBO/DQO, pH, quantidade de sólidos suspensos nitrogênio amônio ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitrogênio total kjeldahl (NTK) e metais pesados são utilizados para caracterizar um lixiviado (RENOU et al., 2008). Ainda, metais pesados são considerados como fatores de poluição para o meio ambiente, sendo que altas concentrações são comumente encontradas em lixiviados de aterro sanitário sendo eles: Ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu) e cádmio (Cd) (AZIZ et al., 2004).

Uma forma de prevenir e reduzir a geração de compostos tóxicos no aterro sanitário é a prática da coleta seletiva de resíduos, a coleta e separação de materiais como plástico, papel, vidro, metais e lixo eletrônico reduz a entrada de resíduos no aterro, onde somente os materiais orgânicos ou não recicláveis devem ser dispostos de maneira correta (MAVAKALA et al., 2016).

Conforme Sizirici et al., (2015), o monitoramento das águas subterrâneas e lixiviados de aterros sanitários requerem longo prazo e investimentos significativos. Nos Estados Unidos, especificamente na Flórida, existe um Programa de Pós-Cuidado chamado de PCC, onde os aterros de resíduos não perigosos têm um monitoramento de 30 anos, na qual poderá ser prorrogado ou reduzido pelas agências reguladoras.

No Brasil, em âmbito nacional, tem-se a Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional de Meio Ambiente CONAMA 430/2011, na qual 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”. A referida Resolução fixa normas gerais sobre os assuntos nela tratados, deixando a cargo dos órgãos ambientais estaduais e municipais complementá-la de acordo com suas necessidades e

peculiaridades. Contudo, as normas estaduais e municipais ficam proibidas de fixar parâmetros menos restritivos aos estabelecidos na Resolução e, até mesmo, de ir contra seus dispositivos. (BRASIL, 2011).

Em nível estadual, tem-se a resolução nº 355 do Conselho Estadual do Meio ambiente CONSEMA que dispõe sob os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul. (CONSEMA, 2017)

Os parâmetros a serem analisados em lixiviados são determinados através do órgão ambiental competente que deverá indicar quais os parâmetros da Tabela I do art. 16, inciso II da resolução, que deverão ser atendidos e monitorados, conforme legislação vigente (BRASIL, 2011).

3.4 Águas subterrâneas e sua avaliação em Aterros Sanitários

A água subterrânea é considerada uma parcela que se encontra no subsolo da superfície terrestre, preenchendo os espaços vazios existentes entre os grãos do solo, rochas e fissuras, e está disponível em todas as regiões da Terra, constituindo importante recurso natural (TUNDISI, 2003).

A classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas encontra-se presente na resolução CONAMA 396/2008. Nesta resolução são destacados pontos como os padrões de qualidade e diretrizes para o controle da poluição, assim como a Portaria nº 2914 do Ministério da Saúde (2011), dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

A contaminação das águas subterrâneas em aterros sanitários ocorre devido ao transporte de contaminantes presentes em lixiviados. Especialmente em aterros sem impermeabilização, o chorume pode contaminar as águas subterrâneas com produtos químicos potencialmente perigosos em concentrações acima dos padrões de água potável (LÓPEZ et al., 2008).

Aterros que possuem a camada de proteção no solo também representam uma ameaça sobre a qualidade das águas subterrâneas, pois a impermeabilização pode falhar ao longo do tempo, isso se deve ao peso dos resíduos, ou má compactação do solo. Depois de contaminantes atingem o lençol freático, poluentes no lixiviado pode se misturar com as águas que compõe o aquífero (KJELDSEN et al., 2002).

Existe um grande risco de contaminação das águas superficiais e subterrâneas pelos lixiviados sendo considerado um dos impactos mais significantes da deposição de resíduos em aterros (KJELDSEN e CHRISTOPHERSEN, 2001).

Os contaminantes nas águas subterrâneas podem sofrer uma série de reações por interação com o solo e minerais presentes nos solos. Para os compostos orgânicos, as reações com solos incluem sorção, biodegradação, hidrólise, reações redox e volatilização. No caso dos metais, as principais reações envolvem a sorção, troca iônica, precipitação e reações redox (KJELDSEN et al., 2002).

Segundo Kjeldsen; Christophersen (1995), o monitoramento permanente de um aterro sanitário, bem como os fluxos de resíduos em vários estágios de vida útil do aterro são atividades de suma importância. Assim, é de extrema importância e necessidade o monitoramento da qualidade da água a fim de se verificar a sua potabilidade. A maneira mais rápida de avaliar a qualidade da água subterrânea é a análise química, comparando seus resultados com diretrizes e legislações estabelecidas pela comunidade científica, órgãos governamentais e até mesmo com organizações internacionais para a qualidade da água com base nos seus efeitos à saúde humana (WHO, 2005).

Dentre os parâmetros avaliados para padrão de potabilidade da água, o pH tem suma importância. O pH é normalmente encontrado em águas subterrâneas varia de 6,5 a 8,0. Onde a sua variação depende da configuração hidrogeológica e pode alterar a composição química da água. A poluição também pode alterar o pH das águas subterrâneas, sendo um fator importante para as reações químicas que ocorrem dentro da água, como a solubilidade e a mobilidade de minerais (JORDANA e BATISTA, 2004; SAMANTARA et al., 2017).

Análises como turbidez são realizadas a fim de medir a quantidade de luz que entra na água, ou seja, está relacionada com a quantidade de material como argila, limo, matéria mineral inorgânica e orgânica, algas, compostos orgânicos coloridos solúveis e outros organismos microscópicos presentes na água, que pode ser causada pela mistura de águas residuais ajudando no crescimento de microorganismos devido à disponibilidade de condições favoráveis. A turbidez na água é esteticamente pouco atraente, e também pode representar uma preocupação com a saúde (SAMANTARA et al., 2017).

Um dos contaminantes comumente presentes em uma forma geral, nas águas, o cloro está presente em sua forma mais estável, sob a forma de cloreto. A presença deste íon nas águas sugere fontes naturais e antropogênicas de poluição, como a decomposição de rochas, presença de fertilizantes inorgânicos, lixiviados de aterros sanitários, efluentes industriais e residenciais (SUTHAR et al., 2009). A presença de altos teores de cloretos em águas, não

apresenta toxicidade para os seres humanos, mas acima da concentração 250 mg/L confere sabor salgado detectável em água. O teor de cloretos também aumenta a corrosividade da água ao aumentar a condutividade elétrica, assim como reagir com íons metálicos presentes em tubos de metal, formando sais solúveis, aumentando assim o nível de metais presentes na água. O cloro pode ainda reagir com a matéria orgânica presente na água podendo formar trialometanos (THM), entre eles o clorofórmio considerado cancerígeno, assim como outros produtos tóxicos. (WHO, 1996).

3.5 Produção de biogás em aterros sanitários

Os aterros de resíduos sólidos urbanos geram grandes quantidades de gases que podem ser convertidos em energia renovável. Mas, a economia de tal operação não é adequadamente atraente e na maior parte dos aterros em todo o mundo, os gases não são reutilizados, sendo queimados para a atmosfera, contribuindo para o aquecimento global (YECHIEL, et al., 2016).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Abrelpe (2014), o Brasil pode gerar mais de 280 mw de energia a partir do biogás. Ainda destaca que este volume seria suficiente para abastecer uma população de cerca de 1,5 milhão de pessoas, segundo o Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos o potencial de geração de energia limpa e renovável tende a ser ainda maior, considerando o horizonte de tempo de 2009 a 2039, ou seja, 30 anos. Isso porque o país terá, segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que universaliza a destinação final dos resíduos, já que quase 30 milhões de toneladas por ano ainda não têm tratamento adequado (ABRELPE, 2014)

Um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado como um reator biológico, onde as principais entradas são os resíduos e a água, e as principais saídas são os gases e o chorume. Os gases presentes nos aterros de resíduos incluem o metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), amônia (NH_3), hidrogênio (H_2), gás sulfídrico (H_2S), nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2). O CH_4 e o CO_2 são os principais gases provenientes da decomposição anaeróbia dos compostos biodegradáveis dos resíduos orgânicos. Ainda, os fatores que podem influenciar sua produção são: composição dos resíduos dispostos, umidade, tamanho das partículas, temperatura, pH, idade dos resíduos, projeto do aterro e sua operação (BRASIL, 2012).

A fim de estimar os riscos ambientais ou, ainda, otimizar as instalações de captura para produção do biogás, é importante, também, prever a quantidade de metano que será

gerado pelos processos bioquímicos no aterro, bem como avaliar seu comportamento ao longo do tempo. Para tanto, modelos matemáticos costumam ser utilizados (MALGORZATA, 2005). Três modelos de taxa de reação de primeira ordem comumente são empregados: IPCC (2006), Banco Mundial (2003) e Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - USEPA (2005).

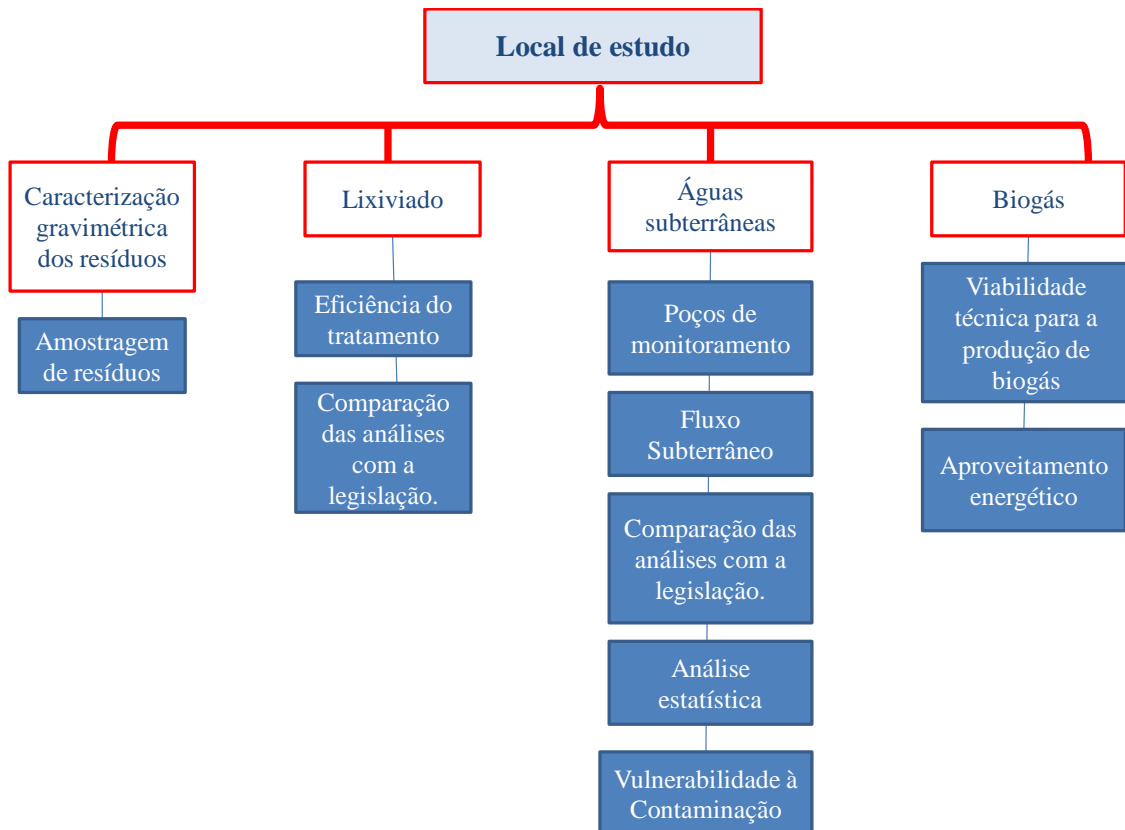
Vários métodos podem ser empregados para calcular a estimativa das emissões de metano nos aterros sanitários. Esses métodos são baseados em modelos de simulação ou em métodos de medição. Nos métodos baseados em modelos, as emissões de metano podem ser estimadas usando modelos matemáticos de produção de biogás existentes.

Um dos modelos amplamente utilizados é o LandGEM (modelo de emissões de gases de aterro) desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2005). Ainda, o modelo LandGEM foi considerado ser o mais eficiente, pois seus resultados são considerados mais precisos em comparação aos outros modelos (KAMALA; SABOUR, e SHARIATMADARI, 2011).

4. METODOLOGIA

Este trabalho foi desenvolvido em diferentes etapas, conforme demonstrado na Figura 4.

Figura 1. Fluxograma das etapas da elaboração da pesquisa.



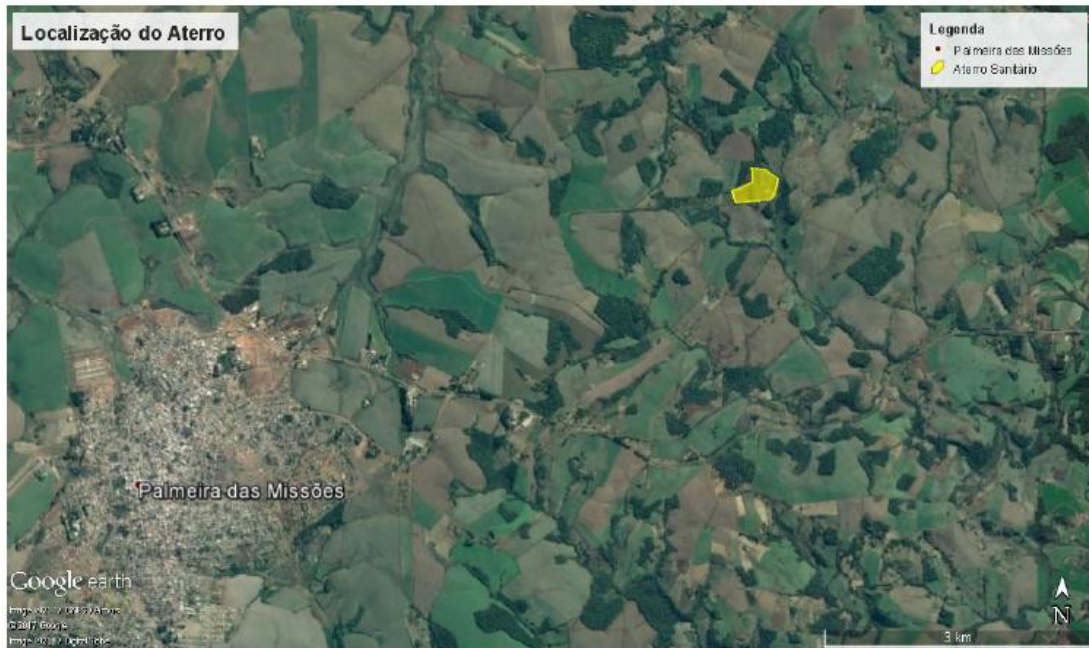
4.1 Caracterização do Local de estudo

O local de estudo foi um aterro sanitário de empresa privada localizada em Palmeira das Missões, região das Missões, Microrregião de Carazinho e Mesorregião Noroeste Rio-Grandense, conforme pode ser visualizado na Figura 5. O aterro Sanitário é assim considerado pela Licença de Operação concedida pelo Órgão de Fiscalização Estadual FEPAM. Conforme a Norma 10004 o aterro recebe apenas resíduos sólidos urbanos - Classe II. (ABNT , 2004)

O aterro está posicionado às margens da estrada vicinal que liga Palmeira das Missões a São José das Missões, no km 05, a nordeste do centro urbano de Palmeira das Missões. As condições de acesso à área são adequadas ao tráfego de máquinas e veículos automotores em qualquer época do ano. As coordenadas geográficas da área foram retiradas do Sistema

Geodésico SIRGAS (2000), a partir do centro da área de interesse e podem ser adotadas como referência para sua localização, conforme Figura 5 retirada do *Google Eart*, com Latitude: 27° 52' 09,58" S e Longitude: 53° 14' 35,29" O

Figura 2. Mapa de localização do aterro sanitário.



4.2 Caracterização Geológica e Hidrogeológica

A fim de caracterizar e diagnosticar os aspectos geológicos e ambientais pertinentes à área de interesse, bem como identificar as vulnerabilidades naturais da área e propor medidas que atenuem ou compensem possíveis impactos negativos causados ao meio físico, realizou-se a descrição das características geológicas e hidrogeológica da área onde está instalado o aterro sanitário. Foi realizada a caracterização do perfil litológico do solo através de sondagens realizadas a campo, que foram baseadas em dados oriundos de relatório disponibilizado pela empresa responsável pelo aterro (GEOLAC, 2017).

4.3 Descrição do sistema de gerenciamento dos resíduos no aterro

Para a descrição do sistema de coleta e disposição de resíduos, foram realizados acompanhamentos e observações em campo para analisar a metodologia utilizada, que ocorreram entre o período de julho de 2016 a setembro de 2017. Nesse período, foi necessário

o acompanhamento das atividades do aterro, desde a chegada dos caminhões com resíduos, pesagem, seleção e classificação bem como a disposição dos resíduos nas células.

4.4 Caracterização dos resíduos no aterro

Quanto à caracterização gravimétrica dos resíduos, diversos fatores podem influenciar no resultado final, pois certas épocas do ano existe um aumento considerado de resíduos, como por exemplo as festas de final de ano, ou carnaval. Em decorrência dessa sazonalidade, essa etapa foi realizada três vezes em meses diferentes no ano tomando-se por base diversos veículos que chegaram no aterro durante um dia, de maneira aleatória, sendo escolhidos aleatoriamente também, os meses de novembro 2016, março e junho de 2017, a fim de se obter dados mais conclusivos sobre a gravimetria dos resíduos e representativos dos diversos períodos sazonais do ano.

Nesse período, foi necessário o acompanhamento das atividades do aterro, desde a chegada dos caminhões com resíduos, pesagem, seleção e classificação e disposição dos resíduos nas células. Para a realização da caracterização dos resíduos em relação a composição gravimétrica, foi utilizado a norma de amostragem de resíduos sólidos 10007, que define a caracterização com os seguintes procedimentos (ABNT, 2004)

- Pesagem do carro coletor na chegada com os materiais e saída com o caminhão vazio;
- Descarregamento dos resíduos na central de triagem;
- Quarteamento dos resíduos até o volume final desejado para pesagem.

Para a realização da amostragem foi seguida a seguintes etapas:

- ✓ Separação dos resíduos para a amostragem;
- ✓ Obtenção da amostra necessária: 1m³;
- ✓ Mistura dos resíduos para homogeneização da mesma;
- ✓ Separação e pesagem dos resíduos.

Para essa primeira etapa, foram utilizados os seguintes materiais: Balança, um quadrado formado por réguas de madeira com as dimensões de 2m x 2m, tendo como finalidade a execução do processo de homogeneização e quarteamento dos resíduos; e *containers* para a pesagem dos resíduos.

Após os resíduos foram devidamente classificados, da seguinte maneira:

- Separação conforme a sua classe “Reciclável e não Reciclável”.
- Separação dos resíduos conforme sua composição (plástico, papelão, rejeito e reciclável, como metal, vidro entre outros e acondicionamento em *bags*;
- Pesagem de cada material, conforme a sua composição;
- Encaminhamento do material orgânico e rejeito para as células de disposição;
- Determinação dos percentuais constituintes dos resíduos sólidos, ou seja, da composição gravimétrica, através da seguinte Equação 1:

$$CG(\%) = \frac{M_c}{M_t} \times 100 \quad (1)$$

Em que:

CG é o percentual da composição gravimétrica (%);

Mc é a massa do componente (kg);

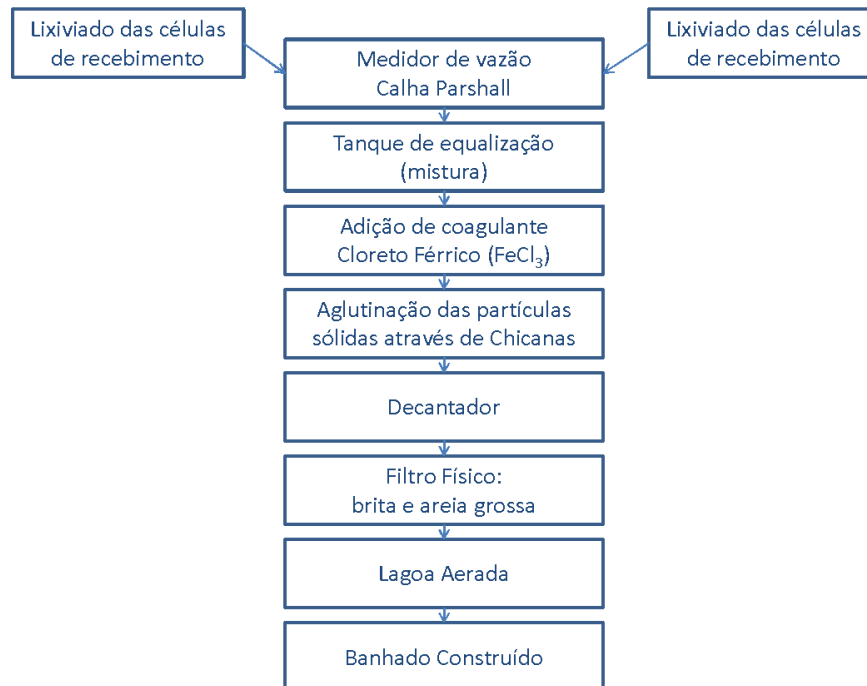
Mt é a massa total da amostra (kg).

A fim de se estimar a produção per capita de resíduos por cidades, o volume total de resíduos que chegam ao aterro após serem pesados, foram divididos pelo número total de habitantes de cada cidade, tendo como base os dados de população do IBGE (2010).

4.5 Caracterização do lixiviado gerado no aterro

As células de recebimento do aterro sanitário geram lixiviado que é tratado no próprio aterro, sendo encaminhado para a Estação de Tratamento de efluentes (ETE), cujas etapas de tratamento são descritas a Figura 3.

Figura 3.. Fluxograma da Estação de tratamento de efluentes.



Os efluentes gerados na disposição dos resíduos nas células do aterro sanitário foram analisados estatisticamente através do levantamento dos dados obtidos ao longo dos últimos anos, estes dados obtidos por consulta à empresa responsável pelo aterro, os quais foram realizados por laboratório cadastrado no órgão fiscalizador do estado (FEPAM, 2017).

Os parâmetros analisados são os descritos em metodologias de diversos países para avaliar a toxicidade de lixiviados, assim como os parâmetros descritos na licença de operação do aterro, sendo eles: Alcalinidade total, Alumínio (Al), Arsênio (As), Bário (Ba), Boro (B), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cianeto (Cn), Cloreto (Cl⁻), Coliformes termotolerantes, Coliformes totais, Condutividade, Cromo (Cr), Cromo Hexavalente (Cr VI), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ferro (Fe), Fósforo total (P), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Nitrato (NO₃⁻), Nitrito (NO₂⁻), Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Oxigênio Dissolvido (OD), Óleos e Graxas totais, Ortofosfato total (PO₄³⁻), pH, Potássio (K), Sódio (Na), Sólidos dissolvidos totais (SDT), Sólidos Sedimentáveis (SS), Sólidos suspensos totais (SST), Sulfato (SO₄²⁻), Sulfeto (S⁻²), Temperatura (T°), Turbidez e Zinco (Zn), todos estes analisados conforme a metodologia “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 2005).

O monitoramento das concentrações dos contaminantes foi realizado a fim de identificar tendências em concentração de contaminantes, analisando o efluente bruto e o efluente tratado. Com o intuito de avaliar o método empregado para o tratamento do lixiviado coletado a partir das células do aterro, calculou-se os valores médios para cada parâmetro analisado, bem como os valores mínimos e máximos referentes ao efluente bruto e tratado. A partir disso, determinou-se a eficiência média de remoção de cada parâmetro. Ainda, comparou-se os resultados do efluente tratado com os valores máximos permitidos (VMP) apresentados pela Resolução CONAMA 430/2011 e pela Resolução do CONSEMA 355/2017.

A partir do levantamento das informações descritos acima, tabelou-se todos os dados, em ordem crescente de período de análise.

4.6 Águas subterrâneas

4.6.1 Poços de monitoramento

Os poços de monitoramento do aterro foram avaliados a fim de verificar a atual situação estrutural, bem como conferir se a localização atual em relação às células de disposição está de acordo com o sentido do fluxo subterrâneo atuando assim no efetivo controle ambiental.

O aterro sanitário atualmente conta com 6 poços de monitoramento de água subterrânea, sendo um localizado à montante das células (PM4) e, os demais, distribuídos à jusante (PJ1, PJ2, PJ3, PJ5 e PJ6). Nesse sentido, com a finalidade de realizar o estudo hidrogeológico da área, fez-se necessário, então, a obtenção dos dados de cota, profundidade e nível de água. Para tanto, utilizou-se uma corda com um corpo denso em sua extremidade, bem como uma trena para obtenção das medidas, tendo como referencial a borda do poço, garantindo assim posição semelhante de leitura para avaliações futuras. A coleta de informações permitiu ainda obter conhecimento quanto às estruturas principais dos poços como as condições de acesso, o cercamento, a proteção sanitária, a tubulação e as tampas.

4.6.2 Estudo do fluxo

A partir de tais dados, realizou-se o cálculo da carga hidráulica para cada poço e construiu-se o mapa de fluxo subterrâneo no software Arcgis® versão (10.4.1), com licença para estudante observando se os poços a montante e jusante foram corretamente executados.

Para elaboração do mapa piezométrico, fez-se necessário calcular a carga hidráulica para cada poço de monitoramento. Levou-se em consideração a Equação 2 obtida a partir do princípio de Bernoulli, para o cálculo da carga hidráulica:

$$h = \frac{p}{\rho g} + z \quad (2)$$

E sabendo que a água subterrânea monitorada está localizada na forma de lençol freático, o termo de pressão $\left(\frac{p}{\rho g}\right)$ na equação acima é nulo e, portanto, a carga hidráulica passa a ser descrita pela equação 3:

$$h = z \quad (3)$$

Em que:

z é a carga de elevação da água com relação ao nível do mar. Assim, a partir das medições de nível realizadas nos poços de monitoramento, calculou-se a carga hidráulica para cada um dos poços.

A partir do cálculo das cargas hidráulicas dos poços de monitoramento foi possível inferir o sentido do fluxo de água subterrânea. A elaboração do mapa potenciométrico da área e a indicação do possível fluxo da água subterrânea foi realizada através do software Arcgis® versão (10.4.1) com licença para estudante. As medições também ajudaram na construção de imagem quanto a profundidade dos poços de monitoramento e o nível do lençol freático (sem escala).

A partir desses valores e do *shapefile* referente a área do aterro importados para o *software* SIG, interpolou-se os valores de carga hidráulica para toda a área. Diante disso, com a finalidade de criar o mapa de fluxo a partir da ferramenta disponibilizada pelo *software*, alguns valores referentes às características hidrogeológicas do local foram necessários. Esses parâmetros foram transformados em informações *raster*, que abrangem a totalidade da área de estudo. Os valores utilizados são referentes à formação do Aquífero da Serra Geral, onde a área do aterro está inserida (Tabela 3).

Tabela 3. Valores utilizados são referentes à formação do Aquífero da Serra Geral.
Fonte: (UNESP, 2000)

Porosidade	2,5%
Espessura saturada	600 m
Transmissividade	0,00116 m ² /s

4.6.3 Amostragem e análise da água subterrânea

Para a análise das amostras de água dos poços de monitoramento, fez-se o levantamento dos resultados obtidos pelos ensaios realizadas pelo laboratório cadastrado pelo órgão competente do Estado do RS (FEPAM) através de dados de análises de 2011 a 2017 repassados pela empresa responsável pelo aterro.

Foram realizados levantamentos de análises executadas a partir do ano de 2010 (quando haviam 4 poços de monitoramento), sendo que somente no ano de 2013 foram instalados mais 2 poços, totalizando 6 poços atuais. As amostras são espaçadas trimestralmente, e foram realizadas análises de parâmetros exigidos pelo órgão ambiental.

Afim de se verificar o monitoramento dos poços foi realizado a comparação com os valores máximos permitidos (VMP) à Resolução CONAMA 396/2008, que estabelece parâmetros para enquadramento de água subterrânea, classe 2, que trata da classificação e diretrizes ambientais gerais para o enquadramento das águas subterrâneas e Portaria 2914/11 que trata sobre o padrão de potabilidade e a qualidade de água para consumo humano.

Os parâmetros presentes nos dados históricos analisados foram: Alcalinidade Total, Alumínio (Al), Arsênio (As), Bário (Ba), Boro (B), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cloretos (Cl⁻), Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais, Condutividade, Cromo Hexavalente (Cr VI), Cromo Total, DBO₅, DQO, Fósforo total, Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Nitrato (NO₃⁻), Nitrito (NO₂⁻), Oxigênio Dissolvido (OD), Óleos e Graxas totais, pH, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Totais (ST), Sulfato (SO₄²⁻), Sulfeto (S²⁻), Temperatura (T°C), Turbidez, e Zinco (Zn). Estes foram analisados conforme a “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 2005).

Os resultados foram analisados obtendo-se os valores mínimos, máximos e a média de cada poço de monitoramento, a fim de determinar a concentração dos contaminantes e a frequência de comparação entre os poços, comparando com os resultados monitorados e também os dados de caracterização de lixiviado, referentes ao efluente bruto e tratado. O estudo hidrogeológico ajudou na compreensão de processos que ocorrem na bacia

hidrográfica a qual o aterro está inserido, a fim quantificar e analisar riscos ambientais, e promover o uso adequado dos recursos naturais.

A fim de se obter maiores informações sobre os poços a Jusante e Montante, todos os dados foram avaliados estatisticamente através da comparação de médias (Teste t de Student), para assim indicar quais os parâmetros podem conter a presença da pluma de contaminação. O equacionamento para tal avaliação é apresentado na norma 10157 (ABNT, 1987), conforme Equação 4.

$$t^* = \frac{\overline{X}_m - \overline{X}_b}{\sqrt{\frac{S_m^2}{N_m} + \frac{S_b^2}{N_b}}} \quad (4)$$

Em que:

t^* = comparação entre duas amostras

X_m = média aritmética dos valores do parâmetro no poço a ser comparado

X_b = média aritmética dos valores naturais (obtidos nos poços de montante)

S_m^2 = variância dos valores do parâmetro no poço a ser comparado

S_b^2 = variância dos valores naturais (obtidos nos poços de montante)

N_m = número de observações do parâmetro no poço a ser comparado

N_b = número de observações dos valores naturais (obtidos nos poços de montante)

O t crítico (t_c) é calculado por (equação 5):

$$t_c = \frac{(W_b t_b + W_m t_m)}{(W_b + W_m)} \quad (5)$$

Em que:

$$W_m = \frac{S_m^2}{N_m} \quad W_b = \frac{S_b^2}{N_b}$$

Em que:

t_b = valor tabelado de t (monocaudal) para $N_b - 1$ graus de liberdade e 0,05 de nível de significância relativa ao poço montante (Anexo)

t_m = valor tabelado de t (monocaudal) para $N_m - 1$ graus de liberdade e 0,05 de nível de significância relativa ao poço jusante a ser comparado (Anexo)

O único parâmetro que não se aplicou o teste t é o pH, pois é bicaudal. Após o cálculo, se o fator do t^* for igual ou maior que t_c , existe então a possibilidade de aumento significativo no parâmetro.

4.6.4 Vulnerabilidade à Contaminação das Águas Subterrâneas

Existem diversas maneiras de se estimar a vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas, sendo: (1) “DRASTIC”, desenvolvida pela agência ambiental norte-americana EPA; (2) “AVI”, que consiste em uma maneira simples, na qual são considerados valores estimados do potencial de recarga do aquífero e a distância entre a superfície topográfica e o lençol freático e (3) “GOD”, a metodologia que considera o tipo de aquífero considerado, a litologia e a profundidade do lençol freático.

Para caracterizar a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na área de interesse, foi desenvolvida uma avaliação através do método “GOD” (FOSTER et al., 2002). O método GOD é amplamente utilizado na determinação da vulnerabilidade, em função da simplicidade de seus conceitos e praticidade de aplicação.

Os seguintes fatores são utilizados para realizar a avaliação da vulnerabilidade através do GOD:

- (G) Confinamento do aquífero;
- (O) Composição da zona não saturada e/ou aquífero e seu grau de fraturamento; e
- (D) Profundidade do nível d’água ou da base confinante do aquífero.

O método GOD aplica constantes entre 0 e 1 para cada variável, sendo que o produto dessas variáveis determina o índice de vulnerabilidade da área à contaminação das águas subterrâneas. Todos os parâmetros apresentam o mesmo peso de importância sobre o índice final.

A equação 6 que define a vulnerabilidade é a seguinte:

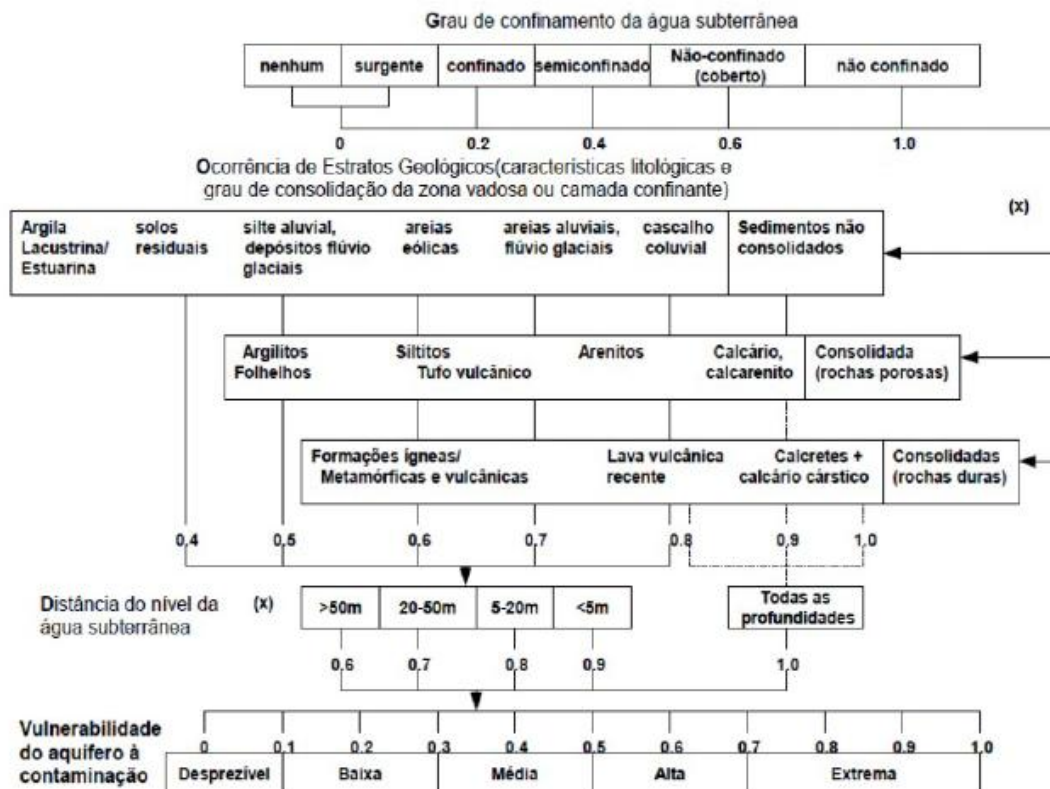
$$\text{Índice de Vulnerabilidade GOD} = (G) \times (O) \times (D) \quad (6)$$

As classes de vulnerabilidade dos aquíferos variam de desprezível a extrema, conforme apresenta a Tabela 4 e Figura 4, sendo que sua nomenclatura apresenta definição específica, que reflete a sensibilidade natural dos aspectos hidrogeológicos da área em estudo.

Tabela 4. Definição das classes de vulnerabilidade do aquífero.
Fonte: (FOSTER et al., 2002).

Classes de Vulnerabilidade	Definição Correspondente
Extrema	Vulnerável à maioria dos contaminantes com impacto rápido em muitas condições
Alta	Vulnerável a muitos contaminantes (exceto os que são fortemente adsorvido ou rapidamente transformados) em muitas condições de contaminação.
Moderada	Vulnerável a alguns contaminantes, mas somente quando continuamente lançados ou lixiviados.
Baixa	Vulnerável somente a contaminantes conservadores, a longo prazo, quando contínua e amplamente lançados ou lixiviados.
Desprezível	Presença de camadas confinantes sem fluxo vertical significativo de água subterrânea (percolação)

Figura 4. Método GOD de avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação.
Fonte: (FOSTER et al., 2002).



4.7 Estimativa da viabilidade técnica para a produção de biogás e possível aproveitamento energético

A fim de estimar a geração de metano para produção de biogás, foi empregada a metodologia da USEPA, (1997) apresentada na Equação 7:

$$G = 2 \times L_0 \times R(e^{-Kc} - e^{-Kt}) \quad (7)$$

Em que:

G (m³): produção de biogás

L₀ (m³/kg de lixo): Potencial total de biogás

R (Kg): Massa média anual

K (ano⁻¹): constante de decaimento de primeira ordem

C (ano): tempo decorrido deste o fechamento do aterro (C = 0 para lugares ativos).

t (ano): tempo desde a colocação inicial de lixo

O cálculo da estimativa de biogás e seu aproveitamento energético tem suma importância ambiental, pois a disposição pode contribuir para reduzir os danos ambientais e utilizá-lo como combustível, gerando energia elétrica, que poderá ser utilizada no próprio aterro.

Foi utilizado o modelo LandGEM referente à decomposição de primeira ordem, onde utilizou-se os valores abaixo descritos, para os parâmetros exigidos.

Como parâmetros de entrada em função das características do aterro, utilizou-se os seguintes dados: o ano em que o aterro foi aberto: 2008 e o ano previsto para encerramento do aterro: 2028 que foi adotado em função do tempo de vida útil determinado no projeto do aterro sanitário, estimado para 20 anos.

Com relação aos parâmetros do modelo, adotou-se os valores padrão referentes ao Inventário Convencional. De acordo com a USEPA (1997), recomenda-se, para regiões com pluviosidade menor que 635 mm/ano, o valor de $k = 0,02$, referente ao padrão para regiões áridas. Já para regiões com pluviosidade acima de 635 mm/ano, recomenda-se o uso de $k = 0,04$, referente aos padrões do Inventário Convencional. Como o município de Palmeira das Missões possui um índice pluviométrico de aproximadamente 1838 mm anuais, optou-se por utilizar os valores padrão referentes ao Inventário Convencional. Nesse sentido, a Tabela 5 apresenta os valores adotados.

Tabela 5. Parâmetros adotados

Taxa de geração de metano (k, ano^{-1})	0,04
Capacidade potencial de geração de metano ($L_0, m^3/Mg$)	100
Proporção de metano (%)	50

A partir da definição dos parâmetros do modelo, inseriu-se os dados de rejeitos depositados no aterro, descontando a parcela de resíduos recicláveis. A Tabela 6 apresenta os dados de rejeitos dispostos nas células, a partir do ano de 2008.

Tabela 6. Quantidade de rejeitos depositada no aterro sanitário

Ano	Quantidade (kg/ano)
2008	1,907,277
2009	8,886,677
2010	8,030,522
2011	6,206,322
2012	11,669,478
2013	4,820,925
2014	4,877,832
2015	4,537,498
2016	4,447,133

Para a realização do possível potencial de energia elétrica disponível, foi utilizada a Equação 8, mencionado por CETESB (2006):

$$P_x = \frac{Q_x P_c(\text{metano}) E_c}{31.536.000} \frac{K}{1000} \quad (8)$$

Em que:

P_x = Potência disponível por ano ($kw.ano^{-1}$)

Q = Vazão do CH_4 por ano ($m^3 \text{ ano}^{-1}$).

P_c = Poder calorífico do CH_4 por ano = $35,53.106 \text{ J m}^{-3}$.

31.536.000 = quantidade de segundos por ano ($s \text{ ano}^{-1}$).

E_c = Eficiência de coleta de gases (75%).

$k = 1,000$.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Local de estudo

A área, objeto deste estudo, está localizada na zona rural de Palmeira das Missões, região Noroeste do Rio Grande do Sul, a qual possui capacidade para 200 toneladas de resíduos/dia. A empresa inicialmente teve suas atividades licenciadas no ano de 1994 para atividades de Compostagem e aterro de resíduos, na época a população atendida era de 16.000 habitantes, onde sua área disponibilizada era de 2,5 ha. Em 1998 a capacidade atendida foi aumentada para 96.852 habitantes, em uma área de 8,5 ha. Só a partir do ano de 2008, a área foi então licenciada para Aterro de resíduos Sólidos Urbanos.

Atualmente, o empreendimento possui uma área total de 12 ha, com pavilhões de triagem de 675 m², célula 01 com 7.973,14 m² encerrada, 2 (duas) células em operação: célula 02 com 3.150,00 m² e célula 03 com 4.664,24 m², esta última com vida útil aproximada de 03 (três) anos, compreendendo células de disposição de resíduos sólidos urbanos encerradas em área remediada, e estação de tratamento de efluentes.

O aterro possui sistema de drenagem e queima de gases através de *Flares*, estação de tratamento de efluentes, composto por tratamento físico-químico, lagoa aerada e banhado construído, ainda possui 6 poços de monitoramento de águas subterrâneas, sendo 1 a montante e 5 a jusante.

As células de recebimento do aterro são escavadas em forma de denominada vala ou trincheira, onde após a compactação, os resíduos são cobertos com uma fina camada de solo, retirada de outra área específica do aterro. Ainda, antes do recebimento dos resíduos as células são revestidas por mantas Polietileno de Alta Densidade (PEAD) denominada geomembrana (manta geossintética, de liga plástica, elástica e flexível) com 2 mm de espessura que tem por função o controle de fluxo do lixiviado, evitando assim que ocorra a contaminação do solo e lençol freático, conforme Figura 5.

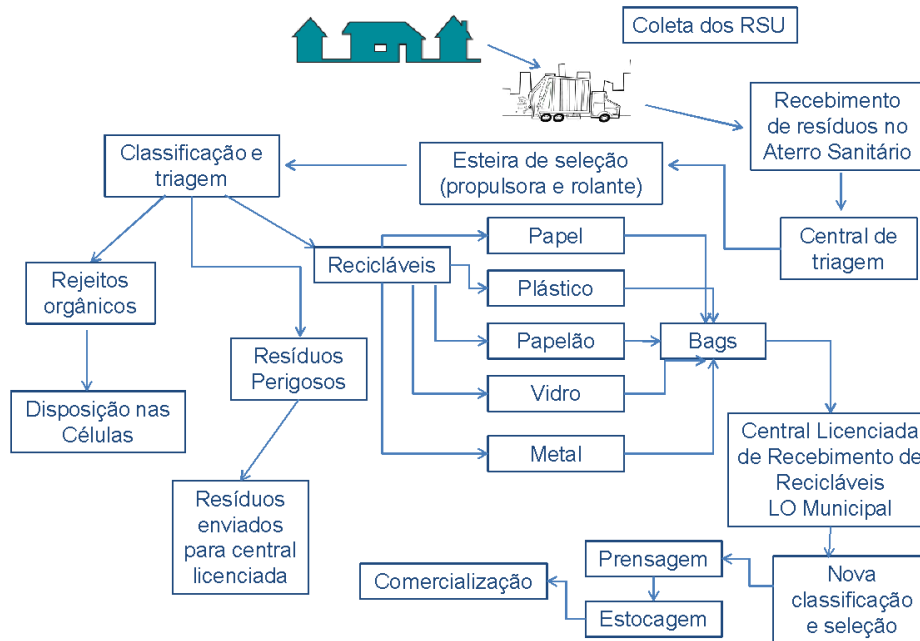
Figura 5. Célula de recebimento de resíduos sólidos urbanos



A central de triagem é composta por 2 (dois) pavilhões de concreto pré-moldado, com área total 675 m², onde o sistema de triagem dos resíduos ocorre nos pavilhões, dotados de pisos de concreto, paredes de alvenaria e cobertura de telha de fibrocimento, com infraestrutura adequada ao recebimento, triagem e estocagem dos resíduos recicláveis, sendo os rejeitos encaminhados para disposição diária no aterro sanitário existente na área do empreendimento. Os resíduos recicláveis são encaminhados para central de triagem, para posterior separação do material por classe e posterior venda. Atualmente, o aterro recebe resíduos sólidos urbanos de 27 municípios, totalizando uma média de 243 mil habitantes favorecidos.

O empreendimento admite somente o recebimento de resíduos sólidos urbanos, Classe II, não sendo permitido o recebimento de resíduos de saúde, de construção civil ou de resíduos industriais. Os resíduos classe I, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), eventualmente recebidos, são segregados e encaminhados para locais devidamente licenciados para recebê-los. A Figura 6 demonstra o fluxo do processo de triagem do trabalho no aterro sanitário.

Figura 6. Fluxograma do processo da Central de triagem do Aterro Sanitário.
Fonte: Autor



5.2 Caracterização Geológica e Hidrogeológica

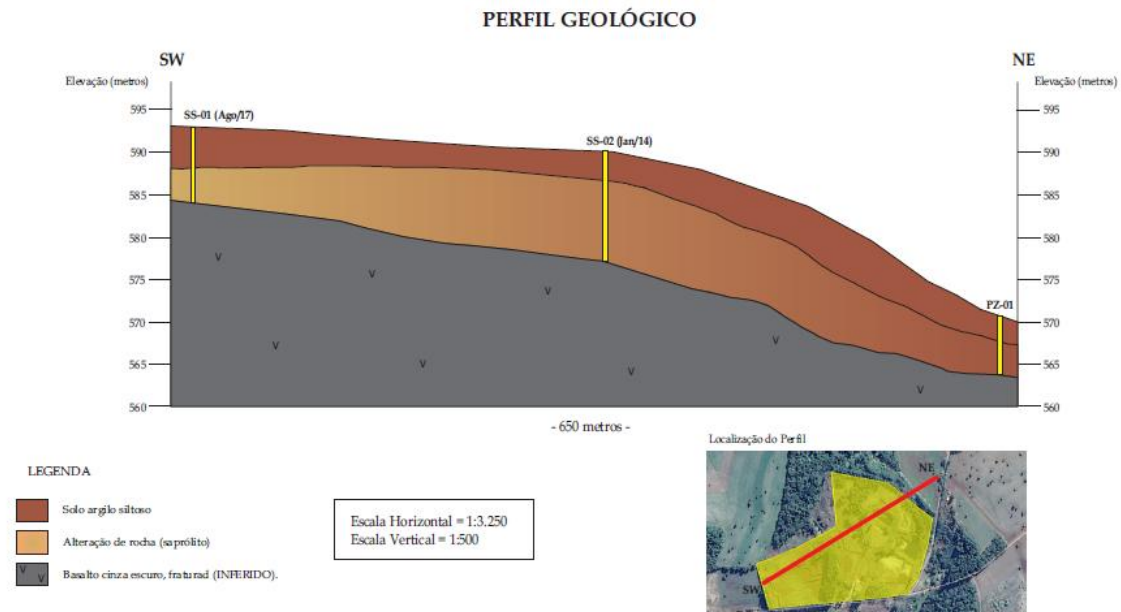
Conforme GEOLAC (2017), a partir de estudo anteriormente realizado o substrato geológico da área é composto, a partir da superfície, da seguinte forma:

Litologia A: solo argilo siltoso, marrom avermelhado, plasticidade e umidade baixas, com espessuras variando entre 5,0 metros (a oeste), 3,5 metros (centro) e 3,0 metros (a leste);

Litologia B: solo argilo siltoso com porções esparsas de rocha alterada (saprólito), caracterizado pela coloração rosada a amarronada, por vezes preta devido à oxidação, plasticidade média e umidade baixa. As sondagens se tornam impenetráveis ao trado a partir de profundidades entre 9,0 metros (a oeste), 13 metros (centro) e 7,0 metros (a leste).

Dados obtidos junto ao Sistema de Informações de Águas Subterrâneas da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (SIAGAS/CPRM) a respeito do poço tubular instalado no Parque Municipal de Exposições (ID nºh 4300020442) de propriedade da Prefeitura de Palmeira das Missões, indicam que a camada de solo silto argiloso e/ou saprólito, se estende até pelo menos 10 metros de profundidade, quando então ocorre a transição para a rocha sã (basaltos). O perfil geológico da área de interesse é apresentado na Figura 7 (GEOLAC, 2017).

Figura 7. Perfil geológico do Aterro Sanitário
 . Fonte: (GEOLAC, 2017).



Com relação a hidrogeologia, segundo GEOLAC (2017), a unidade predominante na área de estudo é um aquífero fissural. Este é denominado Sistema Aquífero Serra Geral I (SASG I). Conforme Freitas et al., (2005), ocorre a partir da transição do solo e alteração de rocha (saprólito) para a rocha sã, o que na área de estudo pode variar entre 8 e 20 metros de profundidade. Corresponde a litologias de alta a média possibilidade de armazenamento de águas subterrâneas e somente pode ser acessado através de perfurações com máquinas rotopneumáticas.

De acordo com estudos prévios desenvolvidos para licenciamento do aterro e abertura de novas células, o lençol freático não foi detectado até 15 metros de profundidade em nenhuma perfuração nas áreas onde ocorre a disposição de resíduos, tendo o mesmo sido observado somente a jusante da área, onde atualmente estão instalados os poços de monitoramento do aterro (GEOLAC, 2017).

5.3 Descrição do sistema de gerenciamento dos resíduos no aterro

Foram realizadas observações a campo para análise da metodologia de trabalho dos colaboradores responsáveis pela coleta, bem como a amostragem dos resíduos. A empresa está implantando nos municípios a quem recolhe os resíduos a coleta seletiva onde observa-se

que na maioria das cidades atendidas o que ocorre é a coleta convencional, ou seja todos os resíduos são misturados e separados na Central de triagem do Aterro Sanitário.

A recepção dos resíduos obedece a seguinte sequência:

- a) Recepção dos caminhões previamente cadastrados, identificando o motorista e a cidade de origem dos resíduos;
- b) Conferência e registro do horário de entrada do caminhão;
- c) Pesagem do caminhão;
- d) Identificação do tipo de resíduo: resíduos orgânicos são destinados diretamente para a célula de disposição, os resíduos considerados recicláveis são encaminhados para a central de triagem.

Os resíduos levados para a central de triagem são descarregados e encaminhados para a esteira propulsora.

Após acompanhamento das atividades do aterro em estudo, foi possível conhecer e obter informações quanto ao funcionamento, métodos de operação, bem como ao controle ambiental. Entendeu-se que a recepção dos resíduos no aterro sanitário segue a Norma 8419 no quesito transporte, recepção, triagem e destino final dos resíduos recebidos, conforme as Figuras 8, 9, 10, 11, 12 e 13, onde demonstram imagens do recebimento a destinação dos resíduos no Aterro Sanitário: (ABNT, 1992)

Figura 8. Pesagem dos resíduos recebidos no Aterro



Figura 9. Descarregamento dos resíduos na central de triagem



Figura 10. Seleção dos resíduos na esteira propulsora



Figura 11. Acondicionamento dos resíduos em Bags



Figura 12. Rejeitos e resíduos orgânicos encaminhados para a célula de recebimento



Figura 13. Resíduo reciclável segregado para posterior comércio



5.4 Caracterização dos resíduos no aterro

O quarteamento de resíduos foi realizado segundo metodologia proposta pela NBR 10007 da ABNT (2004), onde visa a diminuição do tamanho da amostra que foi coletada, podendo assim ser realizado o trabalho de forma mais fácil de se manusear os resíduos, conforme a Figura 14

Figura 14. Método de quartejamento de resíduos 2m X 2m



Os resíduos foram descarregados pelos caminhões na central de triagem e homogeneizado para iniciar o processo de quartejamento. Após os resíduos foram alocados no quadro para que fosse realizado o método de revolvimento da pilha para homogeneização dos resíduos (Figura 15).

Figura 15. Resíduos colocados no quadro de quartejamento.



O quartejamento dos resíduos é um processo que visa diminuir o tamanho da amostra coletada, até que esteja facilmente trabalhável. Esse processo exige a homogeneização dos resíduos em quatro partes conforme a imagem acima. Após foi realizado a eliminação de duas

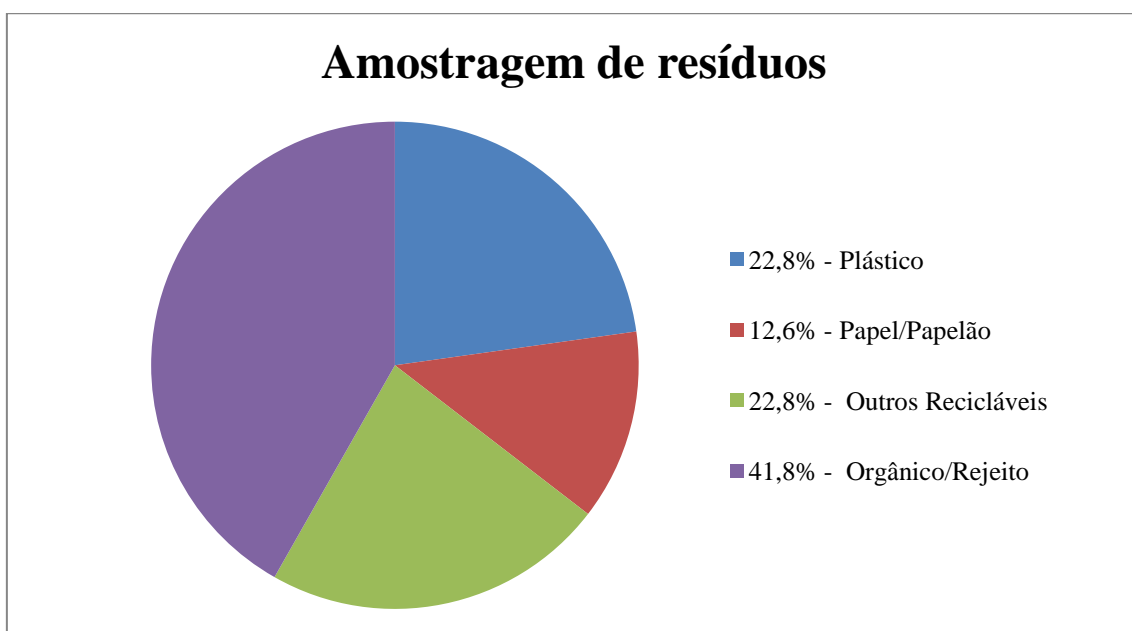
partes em diagonal (Figura 16), sendo realizado esse processo até que conseguiu o tamanho ideal de amostra. O volume mínimo de amostra para o quarteamento foi de 1m³.

Figura 16. Quarteamento dos resíduos e eliminação de partes em diagonal.



A Figura 17 demonstra a composição média dos resíduos, aos quais foram determinados na amostragem no aterro sanitário, oriundos das coletas de diversos municípios, provenientes de coleta seletiva da zona urbana.

Figura 17. Composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos obtidos após o método de quarteamento.



Os resíduos considerados rejeito referem-se a resíduos de natureza orgânica ou não orgânica não disponíveis para reciclagem, por estarem misturados. Estes juntamente com o resíduos orgânico resultaram em uma grande quantidade, 41,8% de todos os resíduos, sendo considerados rejeitos aqueles que não tem valor de mercado, ou seja, todas as possibilidades de reaproveitamento já foram esgotadas. Estes dois tipos de resíduos são destinados as células de disposição do aterro.

Em relação aos componentes recicláveis foram considerados resíduos de metal, vidro e tecidos os quais obtiveram 22,8 % do total de resíduos. Os resíduos de plástico foram considerados como embalagens de produtos alimentícios, garrafas pet, além de sacolas, onde cristal (transparente) é o que possui maior valor de mercado sendo 22,8% dos resíduos. Os resíduos de papel e papelão obtiveram 12,6 %. Do total, percebe-se que 58,2 % do material enviado para o aterro sanitário é reciclável.

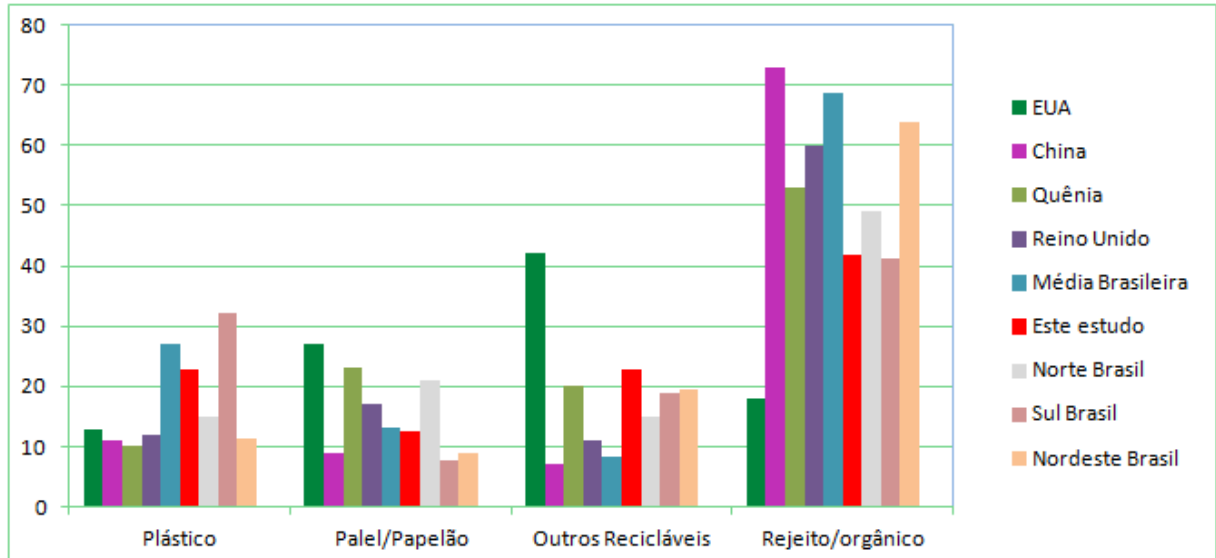
Após a separação dos materiais na central de triagem, os resíduos foram encaminhados juntamente com o restante do material para central de triagem Licenciada pelo município. Os materiais mesmo quando não limpos, podem ser encaminhados para o processo de venda, pois os mesmos são lavados, fragmentados, e triturados.

A composição dos resíduos sólidos urbanos deste estudo foram comparados com países desenvolvidos como EUA e Reino Unido, países em desenvolvimento como China e Brasil, e a Quênia, país subdesenvolvido, além de regiões Brasileiras como Norte, Sul e Nordeste (Figura 18), a fim de confrontar com realidades nacionais e internacionais.

A composição dos resíduos sólidos urbanos dos países citados compreende definições diferenciadas das do Brasil. Enquanto no Brasil resíduos como restos de poda e varrição são enviados aterros de resíduos específicos, países como EUA, Reino Unido e Quênia, definem estes como resíduos sólidos urbanos sendo contabilizados na composição dos resíduos urbanos, sendo muitas vezes considerados como resíduos orgânicos ou rejeitos.

Figura 18. Comparação da composição gravimétrica de resíduos deste estudo com cidades do Brasil e em diversos países.

Fonte: (Brasil, 2010), (USEPA, 2015), (ZHOU et al, 2014), (CZAJCZYŃSKA et al, 2017) (BARRETO et al, 2015), (MATTEI et. al, 2007), (CARVALHO et. al, 2011).



A partir da comparação realizada, todos os resíduos como plástico, papel/papelão (Figura 20) do aterro em estudo possuem quantidade gerada aproximada a média nacional. Quanto aos resíduos considerados como outros recicláveis (metal, vidro) a média encontrada no estudo demonstra ter valores próximos a região Sul, Nordeste do Brasil e a Quênia. Os resíduos rejeitos/orgânicos tiveram valores aproximados com a região Sul do Brasil. Percebeu-se que os valores dos resíduos considerados como (outros recicláveis e papel/papelão) estão em maior representatividade nos EUA, provavelmente por ser um país que possui uma cultura de incentivo a reciclagem, assim como existem redes de apoio no desperdício de resíduos orgânicos (MOURAD, 2016).

Os resíduos orgânicos obtiveram percentual (41,8%), porcentagem considerada elevada, o que foi percebido também em outras países como Quênia, Reino Unido e China, bem como em todas as regiões Brasileiras e a média nacional. Os EUA se destaca nesse quesito (18%), com o valor mais baixo encontrado. As altas concentrações desse tipo de resíduo em todas as regiões do Brasil, Quênia, Reino Unido se deve principalmente pela quantidade de alimentos que são encaminhados para o aterro e pelo modo de vida da população que produz quantidades de resíduos orgânicos correspondente ao desenvolvimento da região, assim como a compostagem não ser considerada uma prática muito utilizada pela população inserida.

A quantificação da geração de resíduos sólidos urbanos e produção *per capita* também foi tabulada com o intuito de se obter uma caracterização quantitativa por município, sendo que os dados constam na tabela 7.

Com base nos dados apresentados na tabela, a média diária de resíduo destinado ao aterro é de 104 t/dia. Conforme o PERS – RS (2015), cidades consideradas de pequeno porte, com até 50 mil habitantes possuem uma produção de resíduos per capita de 0,65 kg/hab/dia, perfil da maioria das cidades atendidas pelo aterro sanitário, onde apenas a cidade de Carazinho se encaixa como cidade de médio porte, com número de habitantes de acima de 50.001, possuindo uma produção de 0,9 kg/hab/dia, conforme o plano.

Os resíduos recebidos pelo aterro são ambos de origem urbana e rural, sendo que a estimativa per capita referenciada no PERS – RS (2015) separa os resíduos oriundos urbanos do rural, não sendo possível fazer uma comparação com os a produção per capita deste estudo.

Tabela 7. Produção per capita de resíduos dos municípios atendidos pelo Aterro Sanitário de estudo

Município	Resíduos recebidos TON (setembro/2017)	Número de habitantes (IBGE, 2010)	Produção per capita kg (este estudo)
Ajuricaba	60,98	7358	0,27
Almirante Tamandaré	16,34	2079	0,26
Augusto Pestana	51,52	7091	0,24
Barra Funda	31,65	2516	0,41
Boa Vista do Buricá	51,82	6829	0,25
Campinas do Sul	75,9	5641	0,44
Chapada	75,94	9597	0,26
Condor	60,98	6836	0,29
Coqueiros do Sul	17,32	2458	0,23
Carazinho	938,62	62339	0,50
Fortaleza dos Valos	34,58	4588	0,25
Horizontalina	47,96	19338	0,08
Independência	48,12	6598	0,24
Não me Toque	256,46	17185	0,49
Nova Boa Vista	24,51	1932	0,42
Nova Ramada	10,34	2417	0,14
Novo Barreiro	27,92	4181	0,22
Palmeira das Missões	563,92	34844	0,54

Município	Resíduos recebidos TON (setembro/2017)	Número de habitantes (IBGE, 2010)	Produção per capita kg (este estudo)
Pejuçara	49,1	4043	0,40
Rondinha	41,82	5497	0,25
Santa Bárbara do Sul	79,56	8694	0,30
Santo Antônio do Planalto	23,78	2059	0,38
Tapera	104,5	5152	0,67
Tucunduva	71,60	5965	0,40
Victor Graeff	77,00	3051	0,84
XV de novembro	57,3	3826	0,49

5.5 Lixiviado gerado no aterro

A fim de avaliar o método empregado para o tratamento do lixiviado coletado a partir das células do aterro, calculou-se os valores médios para cada parâmetro avaliado, bem como os valores mínimos e máximos referentes ao efluente bruto e tratado. A partir disso, determinou-se a eficiência média de remoção de cada parâmetro. Ainda, comparou-se os resultados do efluente tratado com os valores máximos permitidos (VMP) apresentados pela resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017. Tais resultados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Parâmetros avaliados para o efluente bruto e tratado e VMP

Parâmetro	BRUTO			TRATADO			Eficiência	VMP*	LD**
	Min	Máx	Média	Min	Máx	Média			
Alcalinidade total (mg/L)	8,783	4980	3284	34	288	197,33	93,99117	NE	1
Alumínio (mg/L)	0.127	10.2	2.14	0.0293	1.55	0.55	74	10	1,1
Arsênio (mg/L)	0	0.00643	0.001	0	0.00349	0,000698	46	0,1	0,003
Bário (mg/L)	0.15	0.3	0.21	0.05	0.3	0.14	33	5	0,001
Boro (mg/L)	0.14	1.948	0.68	0	0.33	0.19	72	5	0,06
Cádmio (mg/L)	<0,001	0,0015	0,000078	0	0.0015	0,00007	1	0,1	0,047
Chumbo (mg/L)	<0,0003	0,516	0.08	0	0.106	0.01	88	0,2	0,056
Cianeto (mg/L)	<0,004	1.4	0,238	0	0.031	0,06	74,78992	0,2	0,001
Cloreto (mg/L)	240	2239	1116,1	110	1686	359,32	67,80575	250	0,5
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	1721	18880	190197,03	79	570000	51112,92	73,12633	100000	1,8
Coliformes totais (NMP/100mL)	40	1200000	168341,764	790	83000	55184,8	67,21859	NE***	1,8
Condutividade (µS/cm)	80	1440000	12.034,29	790	83000	2472,07	79,45812	NE	0,9
Cromo (mg/L)	0	<0,025	0,005	0	0.144	0,03	>83	0,5	0,025
Cromo Hexavalente (mg/L)	0.014	27.4	1,25	0	0,043	0,086	93,12	0,1	0,002
DBO (mg/L)	35	7600	979,57	4	200	78,47	91,98934	120	1
DQO (mg/L)	246	17455	2980,48	141	792	379,9	87,25373	330	5,8
Ferro (mg/L)	4.549	68.1	1808	0	11.1	3,93	99,78263	10	0,005
Fósforo total (mg/L)	0.084	19	6,22	0.03	1.81	0,74	88,10289	4	0,056

Parâmetro	BRUTO			TRATADO			Eficiência	VMP*	LD**
	Min	Máx	Média	Min	Máx	Média			
Magnésio (mg/L)	0	139	40,22	4.5	26.8	12,66	68,52312	NE	0,01
Manganês (mg/L)	0.319	7.75	1,93	0.216	1.77	0,98	49,2228	1	0,023
Mercurio (mg/L)	0	0,0002	0,000008	0	0,0002	0,000016	1	0,01	0,0001
Níquel (mg/L)	0	0,226	0,06	0	0,037	0,01	83,33333	1	0,177
Nitrato (mg/L)	0.4	8.57	3,14	0.17	1.04	0,58	81,52866	10	0,12
Nitrito (mg/L)	0	0,22	0,06	0	0,74	0,21	>71	1	0,01
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	23.6	1127	587,75	2.36	113	50,71	91,37218	20	0,05
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	40.5	1289	746,66	23.7	135	68,62	90,80974	NE	0,05
OD (mg/L)	0	6,2	0,8	0.4	9.68	3,92	>79	>0,5	0,1
Óleos e Graxas totais (mg/L)	0	1	0,2	0	27.2	6,7	>97	30	10
Ortofosfato total (mg/L)	2,38	9,22	5,8	0,079	0,14	0,1	98,27586	NE	0,02
pH	3.37	8,4	7,49	6.8	8.5	7,8	>4	5 e 9	1 à 14
Potássio (mg/L)	0	1063	551,94	0	262	134,9	75,55894	NE	0,011
Sódio (mg/L)	0	1920	775,79	0	330	169,23	78,18611	NE	0,118
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	6930	9091	8007,66	451	1092	735	90,82129	NE	10
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	0	1,5	0,13	0	11	0,93	>86	1	0,1
SST (mg/L)	2	10277	1157,37	0	1181	169,5	85,35473	140	10
Sulfato (mg/L)	0	752	128,8	0	100	16,02	87,56211	250	11
Sulfeto (mg/L)	0	0,01	0,002	0	0,16	0,04	>99	0,2	0,11
Temperatura ° C	10	30	22,07	10	32	21,6		40	5 à 35
Turbidez (UNT)	45	976	331,75	58	1626	419	>21	NE	0,1
Zinco (mg/L)	0	4	0,06	0,005	0,166	0,131	>54	2	0,048

*VMP - Valor máximo permitido conforme Resolução CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017. **LD - Limite de detecção; ***NE: Não especificados em resolução.

Pode-se observar que, para a maioria dos parâmetros analisados houve eficiência de tratamento acima de 50 % quando se compara o efluente bruto com o tratado (banhado construído), sendo eles: Al, Ba, B, CN, Cl⁻, Coliformes termotolerantes, Coliformes totais, Condutividade, Cromo VI, DBO, DQO, Fe, P total, Mg, Mn, Hg, Ni, NO₃⁻, Nitrogênio Amoniacal, NTK, Ortofosfato total, K, Na, SDT, SST e NO₂⁻. Nas análises realizadas, Cr, Óleos e Graxas totais, NO₂, SS, S²⁻, Turbidez e Zinco obtiveram valores superiores no efluente tratado quando comparado com o bruto, o que demonstra que o tratamento para estes parâmetros não foi eficiente e ocorreram reações físico-químicas e biológicas. Os elementos As, Ba, Mn, e Hg obtiveram eficiência abaixo de 50% sendo 46, 33, 49 e 1%, respectivamente. O OD obteve uma eficiência de aumento em 80% em relação ao efluente bruto, isso se deve ao fato do efluente passar pela lagoa aerada. Esse tipo de tratamento garante a presença de OD durante o processo, pois o oxigênio é fornecido pelo aerador mecânico.

Quanto aos parâmetros: Cl⁻, Coliformes termotolerantes, DBO, DQO, Fe, Mn, Nitrogênio Amoniacal, SST e SS, quando comparados com a legislação vigente nas Resolução CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017 obtiveram valores acima do máximo

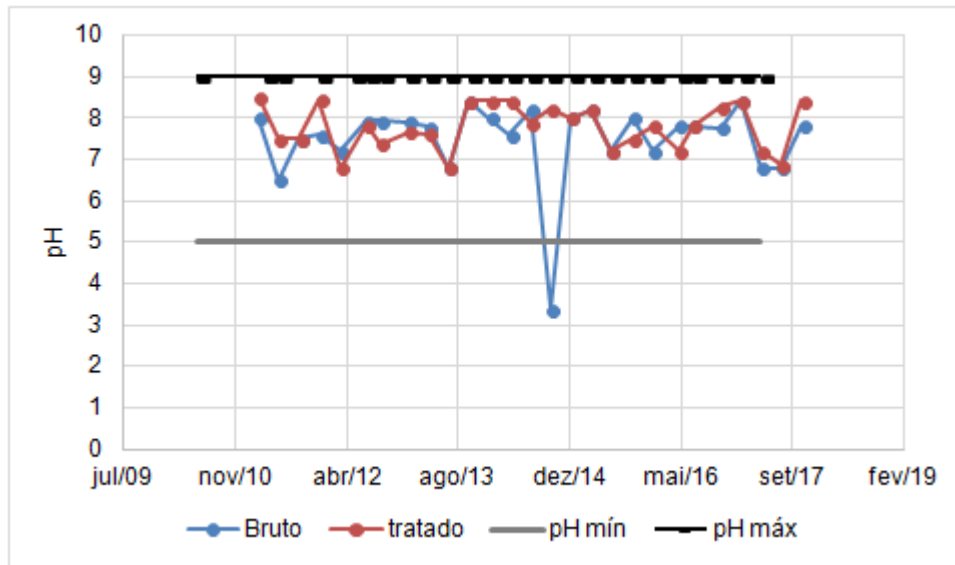
permitido (VMP), o que demonstra a ineficiência no tratamento existente para estes parâmetros.

Devido às análises abordarem 40 parâmetros, serão aqui analisados apenas os que mesmo após o tratamento contavam com valores acima do VMP das legislações vigente.

Nas análises realizadas, o pH obteve uma variação de 6,8 a 8,5 no efluente tratado, indicando um caráter mais básico, com uma média de 7,78, o que pode ser percebido também no lixiviado bruto, que obteve um pico no ano de 2014 apresentando um caráter mais ácido (3,37), mas manteve-se com caráter neutro numa média de 7,4 conforme a Figura 19. Valores próximos foram descritos por Moody e Townsend (2017) que analisou amostras de 14 (quatorze) efluentes de aterros sanitários na Flórida - EUA e obteve uma média de pH de 5,8 a 7,4, sendo isto observado também por Renou et al., (2008) que descreve uma faixa de pH com poucas exceções de 5,8-8,5.

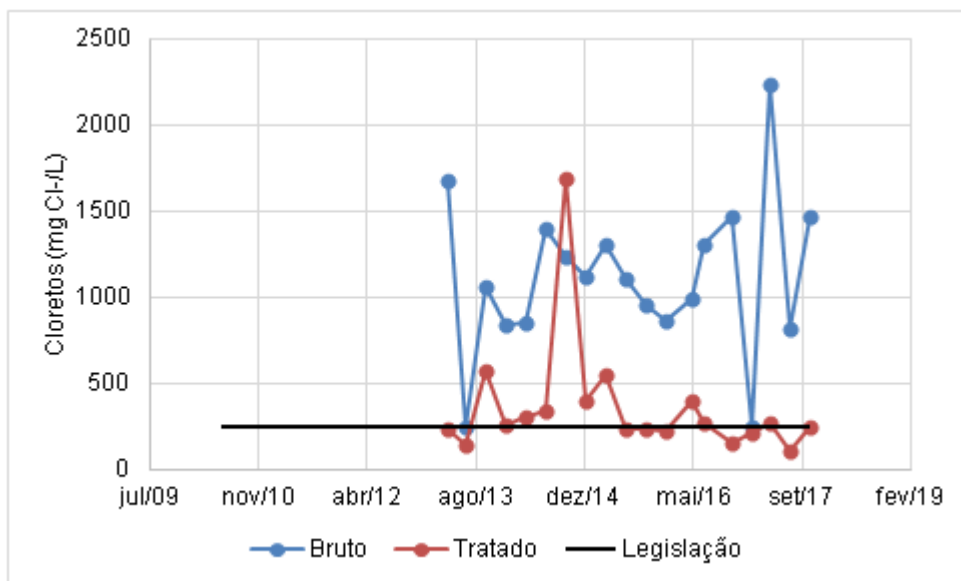
Este comportamento do pH (Figura 19) demonstra que a decomposição da matéria orgânica encontra-se mais estabilizada. Existem também alguns meses em que o pH obteve valores acima de 8, caracterizando um lixiviado em estágio avançado de degradação da matéria orgânica. Isso pode ocorrer devido ao aterro possuir 4 células de recebimento de resíduos, sendo duas já encerradas. A primeira no ano de 2008, e a segunda no ano de 2016, sendo que a ETE recebe o efluente de todas as 4 células, onde são misturados em tanque de equalização. O valores altos (caráter básico) de pH no lixiviado bruto pode estar relacionado também ao tipo de material de cobertura que pode conter grandes quantidades de carbonatos e bicarbonatos (NOVELO et al., 2009)

Figura 19. pH para efluente bruto e tratado



A concentração de cloretos (Figura 20) no lixiviado tratado obteve uma eficiência de remoção de 68%, mesmo assim, sua evolução ao longo dos anos demonstra que em muitas análises esteve acima do VMP (250 mg/L) em 10 amostragens, sendo que no mês de outubro de 2014 obteve-se o valor mais alto (1686 mg/L). Tal fato ocorre devido a adição de cloreto férrico (FeCl_3) como coagulante. O tratamento com coagulantes tem sido utilizado para remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e na remoção de fósforo de efluentes Tran et al., (2012), o que pode ser percebido com uma eficiência de remoção de 88%.

Figura 20. Concentração de cloretos para efluente bruto e tratado

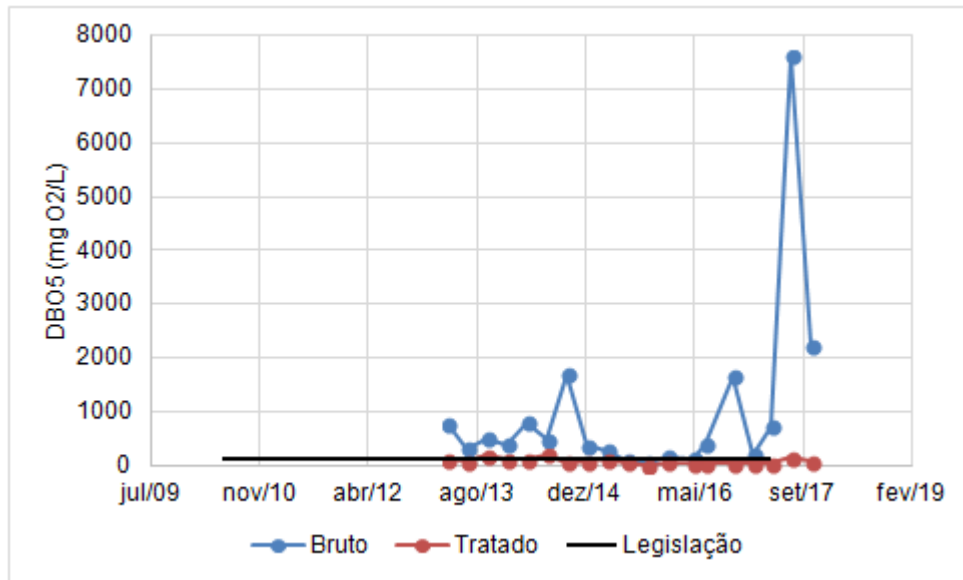


As Figuras 21 e 22 apresentam a evolução da demanda biológica de oxigênio (DBO) e da demanda química de oxigênio (DQO) ao longo do tempo. A resolução CONAMA 355/2017 no Brasil estabelece para determinação de matéria orgânica como potencial poluidor a relação entre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO). A relação DBO/DQO será apresentada na Tabela 9. A DBO é usualmente utilizada como indicador de presença de matéria orgânica em uma amostra de efluente sujeita a oxidação biológica, ou seja corresponde à quantia de oxigênio é consumido na degradação da matéria orgânica (MOOD e TOWNSEND 2017).

Percebe-se através dos resultados de DBO que este parâmetro apresenta grande inconstância, variando valores no efluente bruto, como por exemplo no mês de outubro de 2015 obteve valor de 35 mg/L e no período de agosto de 2017 onde atingiu valores de 7600 mg/L, que se mostra diferente no efluente tratado, onde os valores obtidos apresentam sempre a mesma característica, ou seja, mantém-se numa faixa de 4 a 200 mg/L, não tendo grandes variações durante o período estudado.

Os valores de DQO obtidos no efluente tratado alcançaram valores acima de 87% de eficiência de remoção. A capacidade de remoção de matéria orgânica pode estar relacionada ao tipo de tratamento realizado de coagulação/floculação com cloreto férrico existente no aterro. As melhores condições determinadas a partir do processo de coagulação / floculação, medido por remoção de DQO foram obtidas no tratamento de lixiviado do aterro de gramacho no Rio de Janeiro, com eficiência equivalente a este estudo (BILA, et al, 2005).

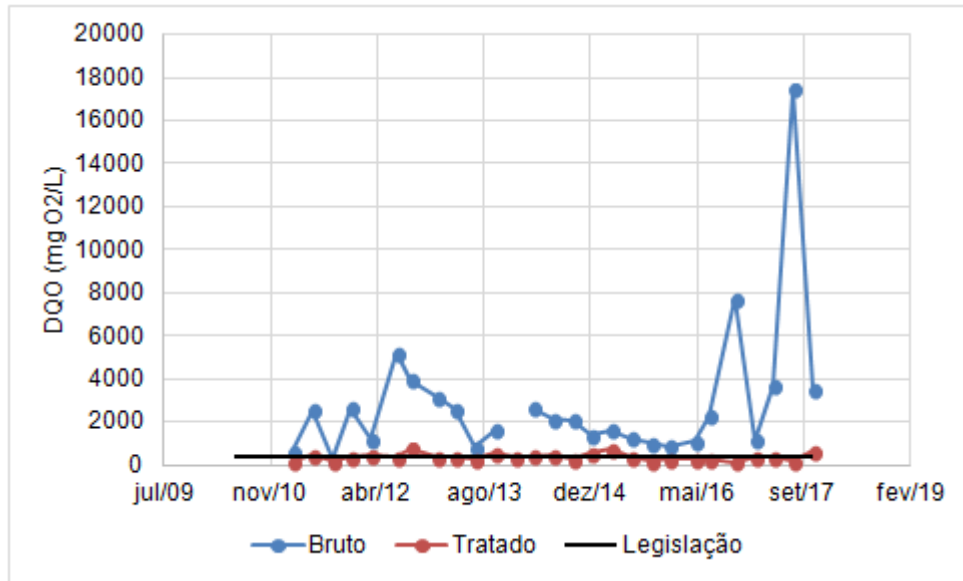
Nas análises de DBO₅, a concentração antes e após o sistema de tratamento apresentou uma eficiência do sistema de 86% na redução da carga orgânica, que pode estar relacionada ao processo de aeração do tratamento. Sabe-se que a DBO tem suma importância como análise, pois através de seus resultados pode-se conhecer o potencial poluidor de um efluente, ou seja, quanto maior a DBO maior seu grau poluidor, no caso de origem orgânica. A Resolução CONSEMA 355/2017 determina que os efluentes tenham reduzidas cargas poluidoras em termos de DBO₅, e que seus valores não ultrapassem o limite de 120 mg/L, sendo que apenas no mês de julho de 2014 os valores ultrapassaram o limite (VMP) da legislação, para o efluente tratado.

Figura 21. Valores de DBO₅ para efluente Bruto e tratado

Conforme a Figura 22, a alta concentração de DQO, mesmo após o tratamento (valores acima do VMP pela legislação vigente) deve-se aos compostos orgânicos recalcitrantes, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários (THÖRNEBY et al., 2006). Estudos demonstram que tratamentos utilizando lagoas podem obter remoção de DQO variando entre 40 e 97% (RENOU et al., 2008), assim como se obteve valores próximos no aterro em estudo com eficiência de 87%.

Conforme Cossu et al., (1998), a remoção de DQO pode ser melhorada operando a pH ácido, pois isso diminuirá a concentração de íons carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), as quais estão sempre presentes no lixiviado. Esses íons são agentes eliminadores de hidroxilas (OH) efetivos e, portanto, podem diminuir a taxa de oxidação de DQO.

Figura 22. Valores de DQO para efluente bruto e tratado



Conforme as análises laboratoriais foi possível estabelecer a relação (DBO_5/DQO) para o efluente bruto, antes do tratamento (Tabela 9). Para realizar o cálculo de relação DBO_5/DQO , utilizou-se os dados de DQO e DBO_5 de Março de 2011 a Novembro de 2017, com intervalos trimensais.

Tabela 9. Concentração de cloretos para efluente bruto e tratado

Mês/ano	DBO_5	DQO	DBO_5/DQO
mar/11	*	651	**
jun/11	*	2549	**
set/11	*	246	**
dez/11	*	2626	**
mar/12	*	1216	**
jul/12	*	5200	**
set/12	*	3960	**
jan/13	*	3168	**
abr/13	760	2614	0,290742158
jul/13	290	832	0,348557692
out/13	480	1614	0,29739777
jan/14	800	2653	0,30154542
abr/14	470	2118	0,22190746
jul/14	1675	2083	0,804128661
out/14	360	1389	0,259179266
jan/15	250	1602	0,156054931
abr/15	90	1244	0,072347267
jul/15	35	1017	0,034414946
jan/16	156	882	0,176870748

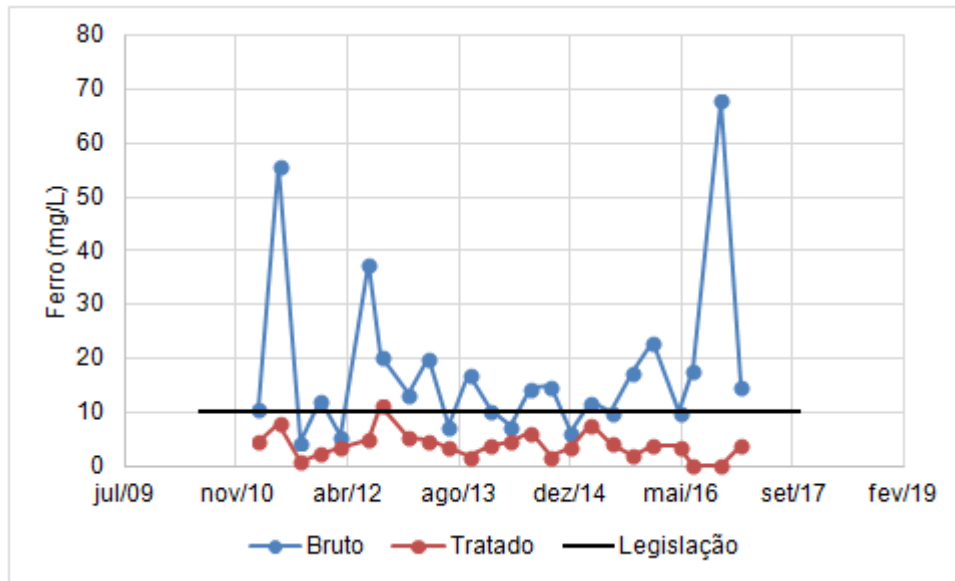
Mês/ano	DBO₅	DQO	DBO₅/DQO
mai/16	128	1110	0,115315315
jul/16	390	2261	0,172490049
nov/16	1640	7752	0,211558308
fev/17	200	1140	0,175438596
mai/17	700	3657	0,191413727
ago/17	7600	17455	0,435405328
nov/17	2200	3473	0,633458105
Média			0,3

* Ensaio não realizado ** Não foi possível realizar o cálculo

Com análise aos valores da Tabela 9 e observando o valor médio de DBO₅/DQO para este período de 0,3. O valor obtido na relação DBO₅/DQO indica que o lixiviado do aterro está em fase intermediária, de acordo com a classificação estabelecida por Renou et al., (2008), com faixa de 0,1-0,3. O lixiviado do aterro sanitário em estudo, portanto, pode apresentar diversas composições e depende muito da fase de degradação.

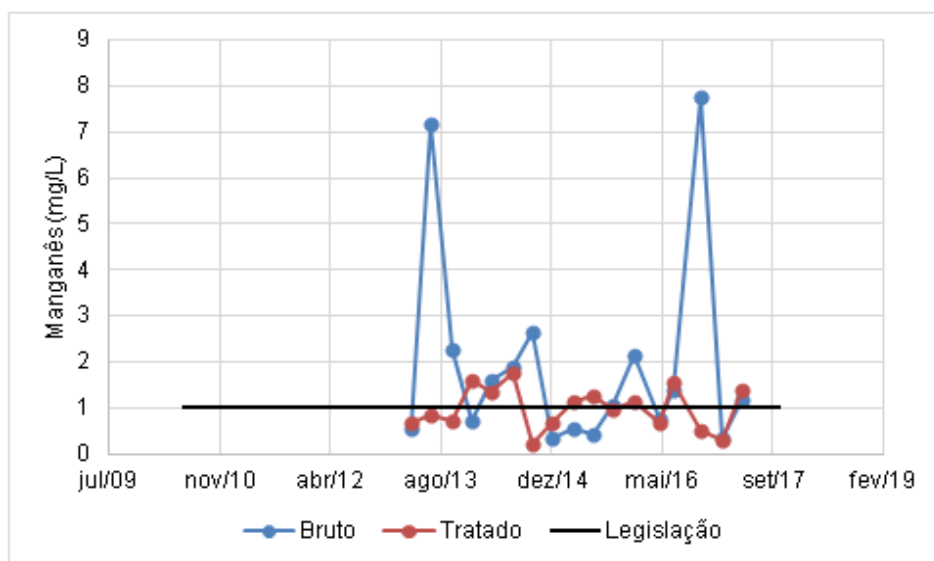
As análises referentes ao ferro (Figura 23) demonstraram que o efluente obteve apenas em uma de suas amostras (setembro/12) valores acima (11,1 mg/L) do VMP da legislação (10 mg/L). Em lixiviados de aterros, a concentração de Fe normalmente é atribuída por resíduos que contenham pigmentos, materiais elétricos, materiais de construção entre outros (AZIZ et al., 2004). Sua remoção pode ser realizada através de diferentes técnicas como a cloração ou aeração, a qual é utilizada no aterro em estudo. Possivelmente, no mês que houve a maior concentração o processo de aeração não funcionou devidamente e, portanto, não removeu efetivamente esse metal do lixiviado tratado. Percebe-se que os valores obtidos nas demais análises demonstram que esse parâmetro tem se mostrado estável, onde a eficiência de remoção é de 100%.

Figura 23. Análises de Ferro para efluente bruto e tratado



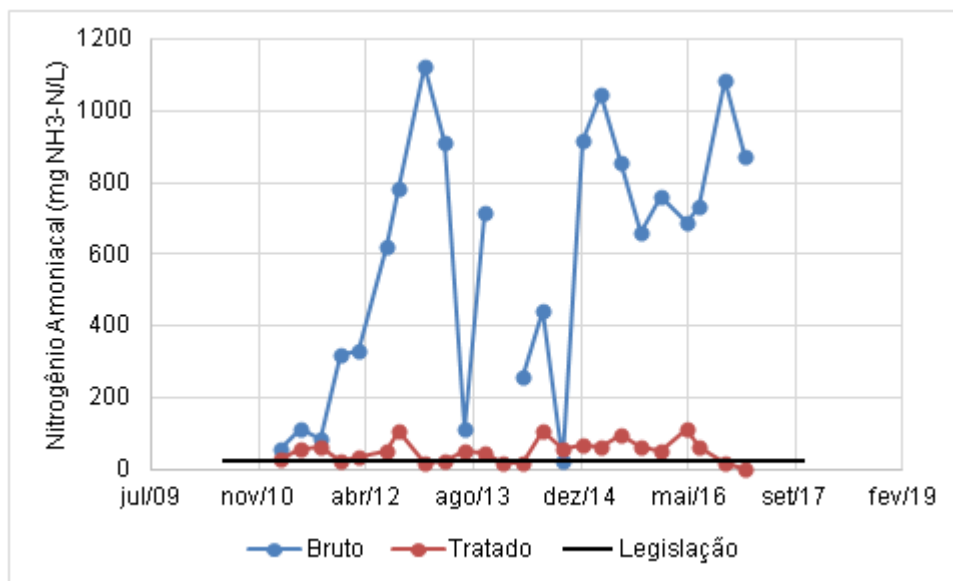
A coloração escura das águas pode ser característica da presença de manganês, pois conforme Ishibashi, (2004), a cor negra da água é causada por seu excesso, o que pode se observar no efluente tanto bruto quanto tratado do local em estudo. O manganês constitui-se como VMP na legislação estabelecida a concentração limite de 1 mg/L. Pode se observar que na maioria das análises como pode ser percebido na Figura 24 essa concentração esteve abaixo do valor estipulado, onde a média de seu valor no tratamento foi 0,98 mg/L, demonstrando que o tratamento não consegue eficiência na sua remoção (49%).

Figura 24. Valores de Manganês para efluente Bruto e tratado



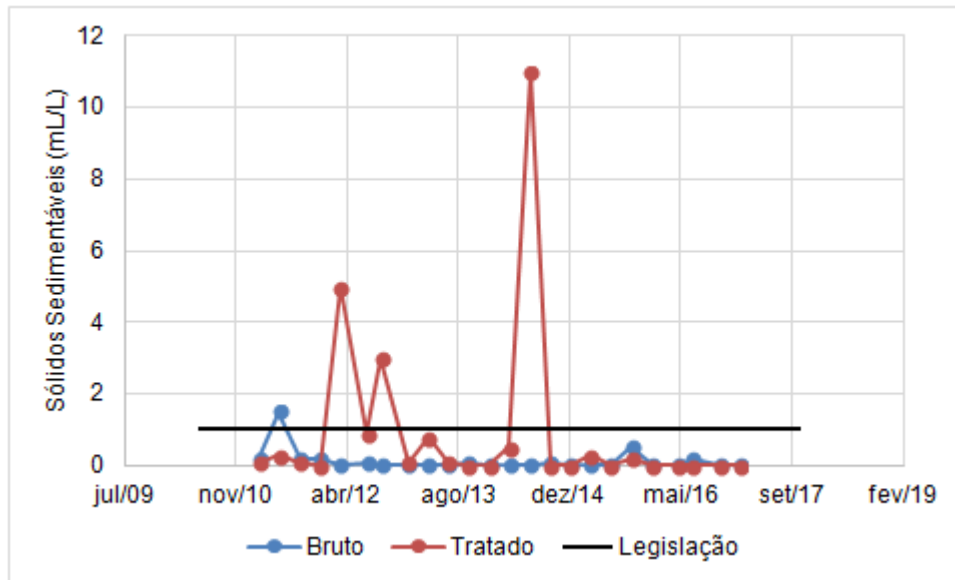
As Figura 25 e 26 demonstram que o sistema de tratamento não tem se mostrado eficiente quanto a remoção dos compostos de nitrogênio amoniacal (NH_3) e sólidos sedimentáveis, que se explica essa presença devido ao fato do lixiviado jovem se misturar com o maduro, apesar de produzir eficiência significativa de ambos com 91%, na maioria dos resultados ao longo dos anos obtiveram valores acima do padrão da resolução CONSEMA 355/17, que estabelecem critérios rigorosos para o controle do NH_3 em 20 mg/L. Os resultados demonstram que os valores ficaram acima da VMP em 70% das amostras, chegando ao valor máximo detectado de 113 mg/L no mês de maio de 2016. Este parâmetro não foi analisado em nenhuma amostra no ano de 2017. Tendo em vista a preservação da vida aquática, ao equilíbrio do meio ambiente e a preservação da saúde pública, as autoridades competentes têm estabelecido regulamentações cada vez mais rigorosas para o lançamento das mais diversas formas de nitrogênio (RENOU, et al., 2008).

Figura 25. Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente bruto e tratado



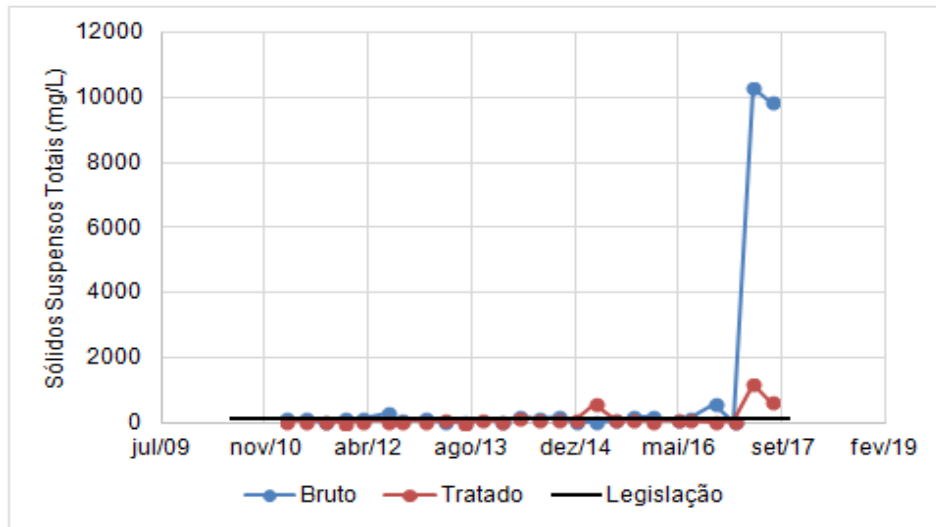
Quanto aos Sólidos sedimentáveis (Figura 26) observou-se que existe maior concentração de sólidos sedimentáveis no efluente tratado do que com relação ao efluente bruto, em vários meses. Tal fato relaciona-se com a formação dos flocos durante o tratamento físico químico. A variação da concentração desses sólidos pode também estar relacionada com o tempo necessário para decantação desses quando são encaminhados para o banhado construído, bem como relacionada com a condição meteorológica do período de análise, em que, períodos, com condições chuvosas podem ter ocorrido diluição e, portanto, menores concentrações, sendo a situação contrária também válida.

Figura 26. Concentração de sólidos sedimentáveis no efluente bruto e tratado



A concentração de sólidos suspensos totais (SST) (Figura 27) influencia diretamente a turbidez, pois dificulta a penetração da luz na água. Conforme Madsen et al., (2001), a quantidade de SST interfere no crescimento da flora aquática, provocando a redução da transparência da água, também constitui-se como papel fundamental na determinação de materiais diferentes, incluindo contaminantes e poluentes que são aglomerados a esses sólidos e suspensos (GIARDINO et al., 2017). Neste sentido, apesar das análises obterem uma eficiência de 91% percebe-se que para a maioria dos valores obtidos nas análises, a quantidade de SST esteve abaixo do VMP da resolução CONSEMA 355/17 que fixa o padrão de 140 mg/L. As maiores concentrações foram percebidas nas etapas em que a quantidade de vegetação foi reduzida no entorno da lagoa do efluente tratado em estudo.

Figura 27. Evolução dos Sólidos Suspensos totais no efluente bruto e tratado



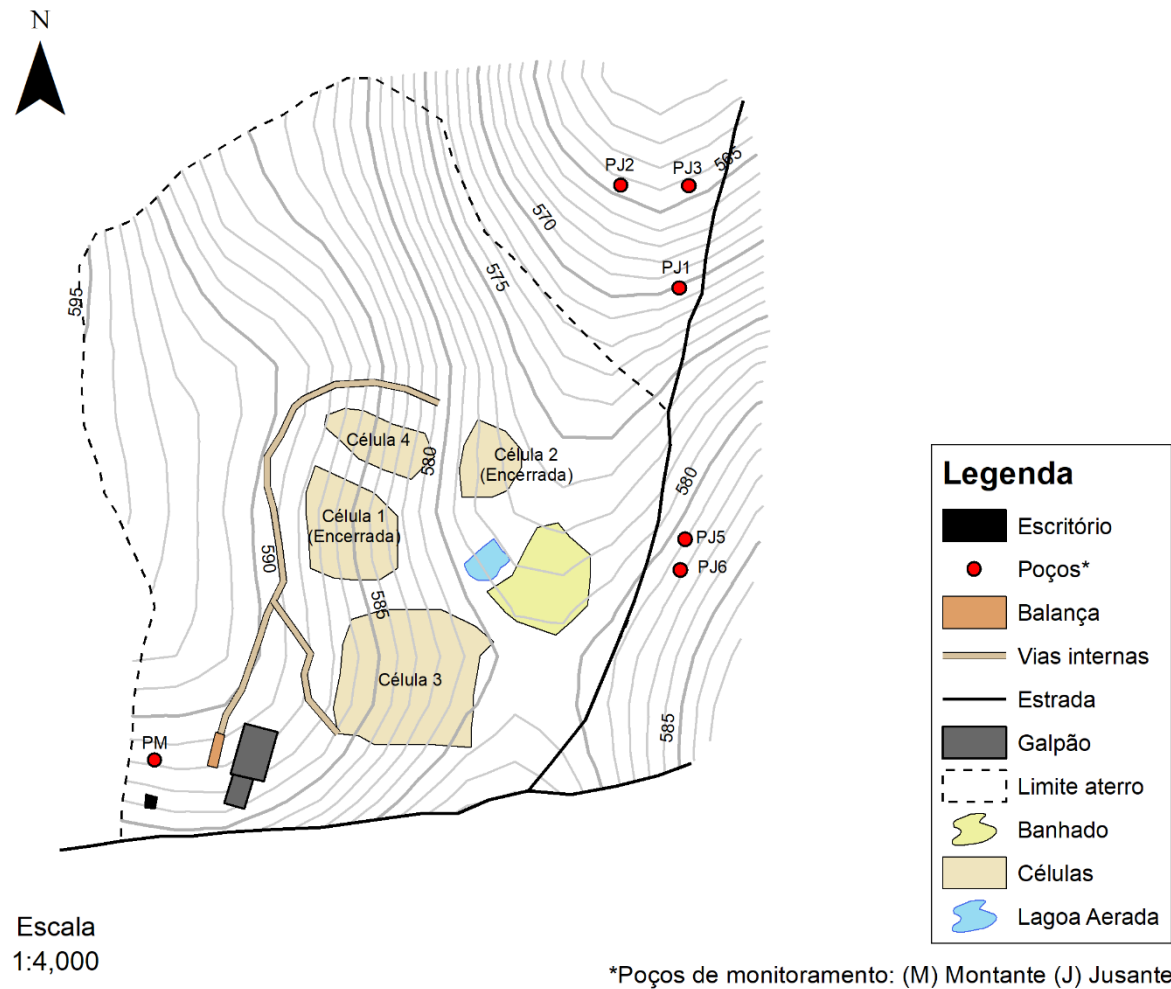
5.6 Recursos Hídricos Subterrâneos

5.6.1 Poços de monitoramento

Atualmente, o Aterro Sanitário possui em sua rede de 6 poços de monitoramento distribuídos entre a área do próprio aterro e em propriedades vizinhas (Figura 28), sendo que destes, 5 poços são considerados a jusante (após a área de influência) e 1 a montante (antes da área de influência do aterro, supostamente sem influência das células de disposição).

Os poços de monitoramento considerados jusante, possuem como fundamental importância o monitoramento das condições das camadas de impermeabilização das células de disposição final, bem como o tratamento de efluentes, pois qualquer anormalidade no lençol freático pode ser detectado através da qualidade da água subterrânea.

Figura 28. Mapa da localização das células do Aterro sanitário e poços de monitoramento a jusante e a montante



Os poços foram avaliados com o intuito de verificar a localização em relação às células de disposição de resíduos, bem como a efetividade no controle de poluição ambiental. A Tabela 10 apresenta os resultados referente a avaliação dos poços de monitoramento. As medições dos poços de monitoramento foram feitas a fim de se obter as cargas hidráulica, as quais foram calculadas através do nível da água e a elevação. As Figuras 28 e 29 apresentam as imagens dos poços de monitoramento PJ1, PJ2, PJ3 e PM4 e PJ5 e PJ6, respectivamente.

Tabela 9. Avaliação dos poços de monitoramento

Poço	Posição	Lat (S)	Long (O)	Elevação	Profundidade (m)	Nível d'água (m)	Carga hidráulica (m)
P01	Jusante	27°52'06,4"	53°14'27,0"	598,20	8,07	3,89	568,31
P02	Jusante	27°52'05,0"	53°14'27,3"	559,30	7,71	3,95	564,35
P03	Jusante	27°52'04,0"	53°14'27,0"	585,10	7,21	6,32	569,78
P04	Montante	27°52'15,8"	53°14'27,0"	598,10	7,82	6,76	591,34
P05	Jusante	27°52'11,7"	53°14'27,0"	578,40	7,05	5,58	574,82
P06	Jusante	27°52'12,8"	53°14'27,0"	579,00	3,52	Obstruído	-

Figura 29. Imagem dos poços de monitoramento PJ1, PJ2, PJ3 e PM4



Figura 30. Imagem dos poços de monitoramento PJ5 e PJ6.



5.6.2 Estudo de fluxo

O mapa potenciométrico tem como base os dados obtidos junto aos seis poços de monitoramento existentes na área do aterro sanitário, sendo limitados ao posicionamento e de suas profundidades.

A partir do mapa de fluxo (Figura 31) é possível perceber que os poços estão localizados adequadamente, no que se refere à identificação de poço a montante e poços a jusante, uma vez que o poço a montante apresenta a maior carga hidráulica com relação aos demais pontos da área de interesse. Diante disso, torna-se possível avaliar de forma mais consistente, a partir dos dados históricos das amostras de água para cada poço a jusante, qual é a interferência da presença do aterro sanitário sobre a qualidade da água subterrânea. A Figura 32 demonstra a profundidade dos poços e o nível do lençol freático (sem escala) para os poços de monitoramento.

Figura 31. Mapa potenciométrico de fluxo subterrâneo

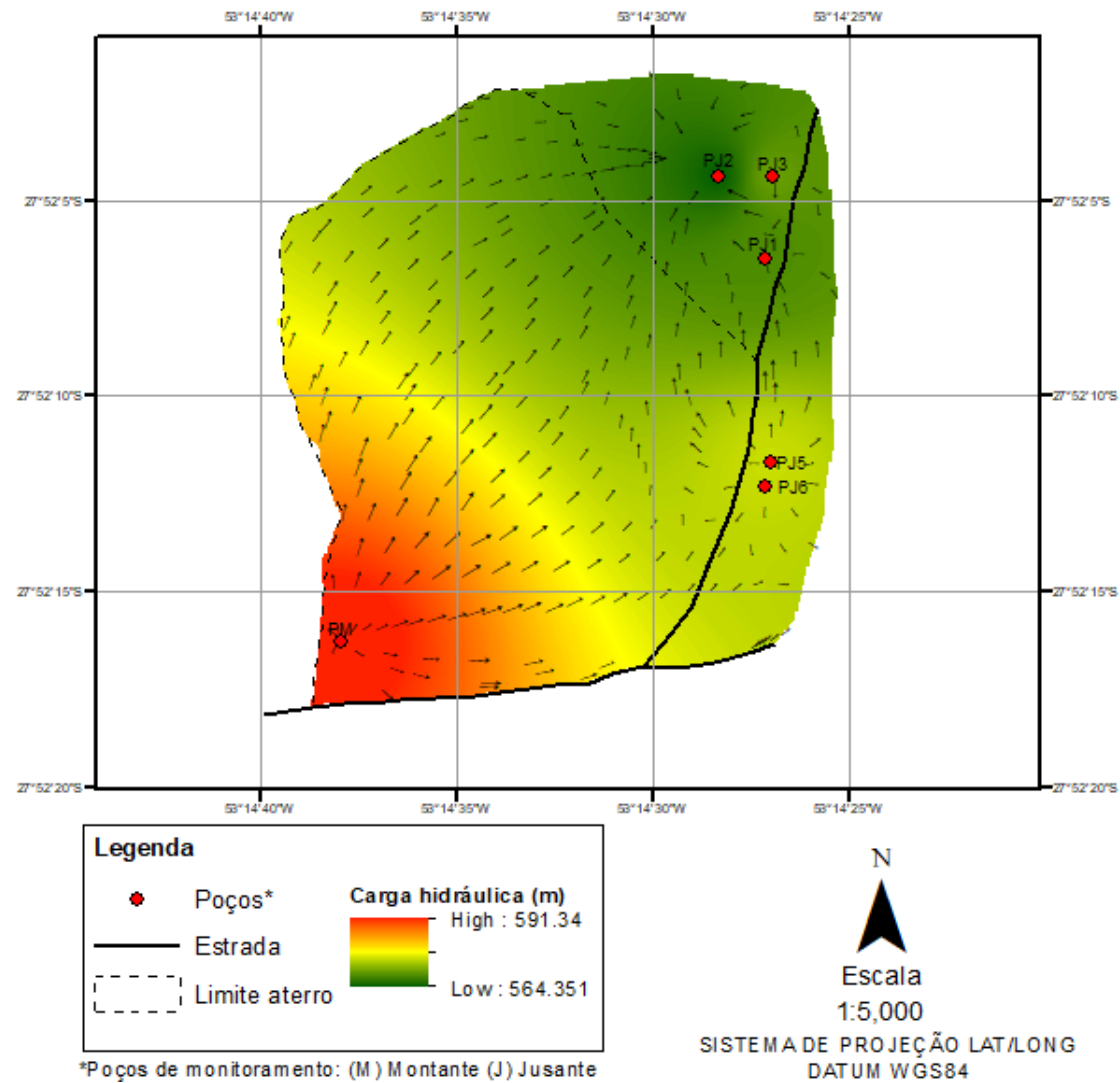
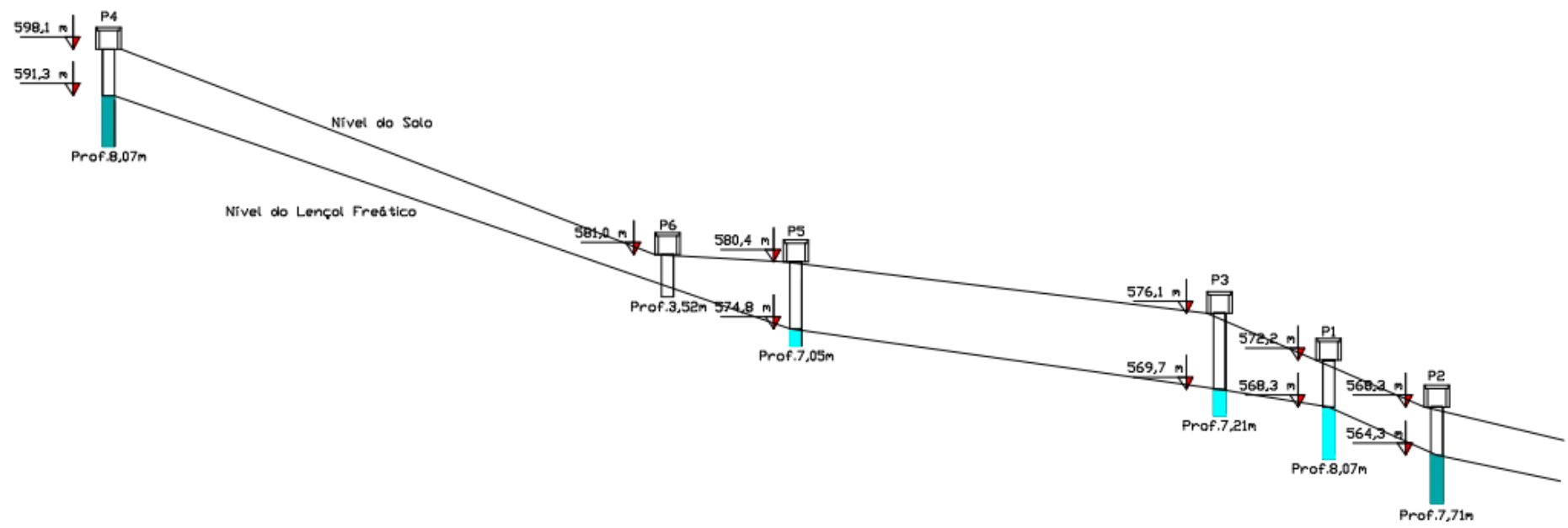


Figura 32. Profundidade dos poços de monitoramento e nível do lençol freático (sem escala)



5.6.3 Amostragem e análise das águas subterrâneas

Os resultados das análises químicas dos poços de monitoramento à montante, PJ4 e jusante, PJ1, PJ2, PJ3, PJ5 e PJ6, ao longo dos anos de junho/2010 a maio/2017, estão representados a partir da Figura 33. Os parâmetros mudaram ao longo dos anos, conforme solicitação do órgão fiscalizador FEPAM. Um conjunto de parâmetros foram analisados trimestralmente enquanto outros anualmente.

Com o objetivo de avaliar a qualidade da água subterrânea que abrange a área do aterro sanitário, analisou-se os parâmetros avaliados pelos laudos técnicos trimestrais das amostras de água subterrânea obtidas nos 6 poços de monitoramento que compreendem a região do empreendimento. Os dados compreendem os meses de junho/2010 a maio/2017, com exceção dos poços 5 e 6, que foram abertos somente em 2014 e, portanto, foram amostrados a partir desta data.

Para tanto, os parâmetros foram comparados com os valores apresentados pela legislação brasileira: Valores máximos permitidos (VMP) de acordo com a portaria 2914/2011 que se refere ao padrão de potabilidade de água e VMP conforme a resolução CONAMA 396/2008 que trata sobre o enquadramento das águas subterrâneas. O uso preponderante considerado foi para consumo humano, já que a região é predominantemente agrícola e é comum a utilização de poços de água subterrânea para o abastecimento de água dessa população.

Os parâmetros avaliados foram: Alcalinidade Total, Alumínio (Al), Arsênio (As), Bário (Ba), Boro (B), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cloretos (Cl⁻), Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais, Condutividade, Cromo Hexavalente (Cr VI), Cromo Total (Cr), DBO₅, DQO, P total, Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Nitrato (NO₃⁻), Nitrito (NO₂⁻), OD, Óleos e Graxas totais, pH, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Totais (ST), Sulfato (SO₄²⁻), Sulfeto (S²⁻), Temperatura (T°C), Turbidez, e Zinco (Zn). Os valores máximos permitidos para cada um desses parâmetros, bem como os valores mínimos, máximos e média para cada poço estão descritos na Tabela 12.

Observou-se dentre os parâmetros analisado que pH, Pb, Ni, Hg, Cr total, Al, Mn, turbidez, coliformes totais e termotolerantes ultrapassaram os limites das legislações vigentes Portaria 2914/11 e CONAMA 396/08. Os valores de pH em todos os poços tiveram valores acima do VMP, Pb em PM4, PJ1, PJ2, PJ3, PJ4 e PJ5, Ni no PJ5, Hg no PM4, Cr total no PJ3

e Al, Mn, turbidez, coliformes totais e termotolerantes para todos os poços PM4, PJ1, PJ2, PJ3, PJ4, PJ5 e PJ6.

Tabela 10. Parâmetros avaliados dos poços de monitoramento.

PARÂMETROS	PM04			PJ1			PJ2			PJ3			PJ5			PJ6		
	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx
pH	6,34	5,44	7,60	6,21	5,00	7,60	6,15	5,19	7,60	6,38	5,34	7,60	6,41	4,63	7,60	6,34	4,83	7,60
Alcalinidade Total (mg/L)	33,512381	6,66	42,1	30,233333	0	43,7	31,366667	15,5	42,3	71,109524	31,6	134	28,537273	0	70	30,881818	0	38,3
Cadmio (mg/L)	0,0001608	0	0,00209	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0004164	0	0,00458	~0	0	0
Chumbo (mg/L)	~0	0	0	0,0099467	0	0,0708	0,0050308	0	0,0202	0,0513117	0	0,216	0,0038245	0	0,0148	0,0007155	0	0,00626
Cloretos (mg/L)	26,03	1,79	51,1	35,928571	11	78,9	42,319048	0	83,3	30,380952	0	54,8	12,997273	1,11	47,1	36,672727	12,3	50,9
Coliformes Term. (NMP/100 mL)	40,543478	0	800	176,28261	0	2400	69,773913	0	920	47,947826	0	350	6007,8462	0	54000	5,5357143	0	33
Coliformes Tot. (NMP/100 mL)	94,252174	0	1080	2928,8667	0	54000	311,45833	0	2500	1549,3125	0	24000	127406,85	0	1600000	58,071429	0	350
Condutividade (µS/cm)	175,6	58,7	345	235,73333	99,6	432	252,47619	24,1	459	292,19048	170	432	141,10909	32,2	305	228,09091	148	345
Cromo Total (mg/L)	0,002725	0	0,0244	0,002495	0	0,0109	0,0013736	0	0,00946	0,0107423	0	0,0714	0,0053162	0	0,044	0,0043942	0	0,03337
DBO5 (mg/L)	0,1538462	0	2	1,6307692	0	10	1,3769231	0	4	0,8153846	0	4	2,6363636	0	20	0,5454545	0	4
DQO (mg/L)	4,252381	0	35,2	7,6552381	0	26,8	7,6666667	0	29,9	12,034286	0	53,9	11,018182	0	33,9	5,9736364	0	14,8
Mercurio (mg/L)	8,077E-05	0	0,00105	0	0	0	0	0	0	~0	0	0	0	0	0	~0	0	0
Níquel (mg/L)	0,0009746	0	0,00379	0,0045662	0	0,0141	0,0035608	0	0,0084	0,0016562	0	0,00774	0,0096236	0	0,0865	0,0021209	0	0,0102
OD (mg/L)	4,6616667	0,74	7,8	3,3375	0,55	7,8	2,7708333	0,55	9,1	4,02	0,74	8,7	4,8272727	0,8	8,3	5,2454545	3,5	9,6
Sólidos Diss. Tot (mg/L)	130,15	32	261	189,35	64	329	199,75	80	346	218,35	127	288	108,1	26	207	187,3	129	272
Sólidos Totais (mg/L)	157,67143	0,1	291	233,28571	68	413	268	108	476	331	170	841	168,09091	45	408	251,63636	167	379
Sulfato (mg/L)	0,2655	0	3,08	0,4895238	0	3,18	0,469	0	2,98	7,656	0	74,8	0,5663636	0	2,3	2,29	0	16,1
Alumínio (mg/L)	0,02784	0	0,0877	0,17165	0,025	0,484	0,566	0,0862	1,7	0,987925	0,0567	2,311	1,802025	0	6,82	0,2800667	0	0,821
Arsênio (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0002525	0	0,00101	0	0	0
Bário (mg/L)	0,3698	0,224	0,387	0,2775	0,208	0,35	0,41125	0,293	0,333	0,367	0,276	0,454	0,283	0,08	0,417	0,343	0,272	0,425
Boro (mg/L)	0,04046	0	0,09	0,083275	0	0,33	0,032825	0	0,04	0,07445	0	0,29	0,07	0	0,28	0,0933333	0	0,28
Cromo Hexavalente (Cr VI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0075	0	0,03	0	0	0
Manganês (mg/L)	0,29432	0,015	1,35	0,37375	0,01	1,34	0,12975	0,085	0,141	0,148	0,118	0,194	0,83725	0,025	2,96	0,328	0,025	0,834
Nitrato (mg/L)	0,5928462	0	0,69	3,6291667	0,51	7,08	2,7491667	0,31	6,84	1,1750833	0	3,99	0,591	0,46	0,694	0,652	0,53	0,73
Nitrito (mg/L)	0,0004	0	0,002	0,0005	0	0,002	0,0025	0	0,01	0,0005	0	0,002	0,00525	0	0,02	0,0006667	0	0,002
Óleos e Graxas totais (mg/L)	4,7	0	12,7	6,775	0	21,5	8,925	0	21,7	2,625	0	10,5	0	0	0	22,133333	0	66,4
Fósforo total (mg/L)	0,0375	0	0,13	0,05481	0	0,11	0,0833333	0	0,19	0,0275	0	0,08	0,0333333	0	0,09	0,0266667	0	0,06
Sulfeto (mg/L)	0	0	0	0,0475	0	0,18	0,0025	0	0,01	0	0	0	0,0025	0	0,01	0	0	0
Turbidez	23,66	0	38,9	61,523	0	216	76,4225	0	190	88,41	4,64	248	39,525	19,6	76	41,633333	20,3	69
Zinco (mg/L)	0,2643	0,021	1,07	0,346825	0,035	1,18	0,1074	0,0966	0,12	0,097825	0,04	0,205	0,640375	0,0094	2,43	0,2338333	0,014	0,623
Temperatura (°C)	20,872222	10	29	20,677778	12	28	21	14	28	20,972222	12	28	20,658333	15	24	20,833333	15	24

VMP* Portaria 2914/2011 e VMP** Resolução CONAMA 396/2008. NE*** Não especificado na Resolução.

Tabela 11. Parâmetros avaliados dos poços de monitoramento com VMP das legislações vigentes

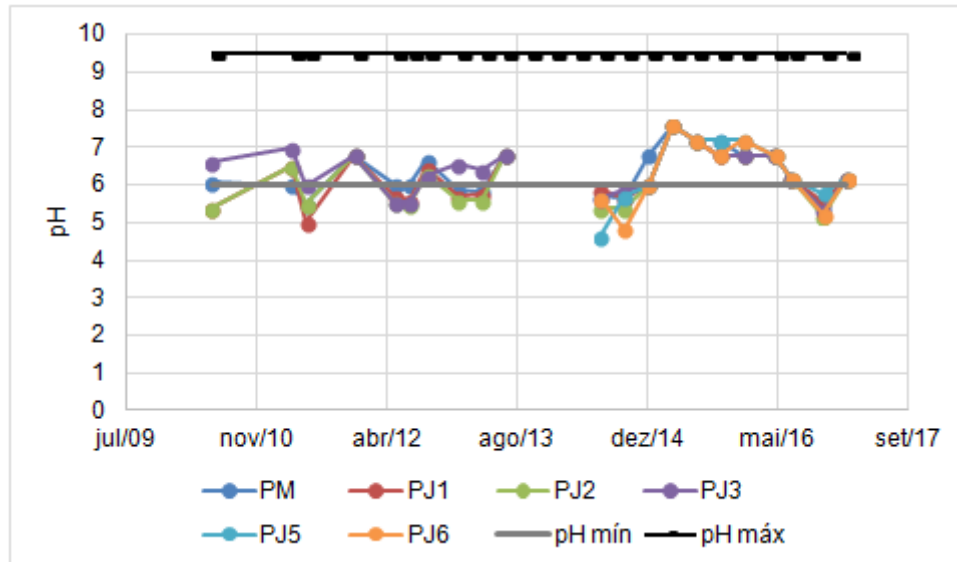
PARÂMETROS	VMP* Portaria 2914/11	VMP** CONAMA 396/08	LD***
pH	6.0 - 9.5	NE****	1 à 14
Alcalinidade Total (mg/L)	NE	NE	1
Cádmio (mg/L)	0,005	0,005	0,0006
Chumbo (mg/L)	0,01	0,01	0,006
Cloretos (mg/L)	250	250	0,5
Coliformes Term. (NMP/100 m/L)	Ausentes em 100 mL	Ausentes em 100 mL	1,8
Coliformes Tot. (NMP/100 mL)	Ausentes em 100 mL	NE	1,8
Condutividade (µS/cm)	NR	NE	0,01
Cromo Total (mg/L)	0,05	0,05	0,004
DBO5 (mg/L)	NE	NE	1
DQO (mg/L)	NE	NE	5
Mercúrio (mg/L)	0,001	0,001	0,0003
Níquel (mg/L)	0,07	0,02	0,006
OD (mg/L)	NE	NE	0,1
Sólidos Diss. Tot (mg/L)	1000	1000	10
Sólidos Totais (mg/L)	NE	NE	10
Sulfato (mg/L)	250	250	6,9
Alumínio (mg/L)	0,2	0,2	0,03
Arsênio (mg/L)	0,01	0,01	0,003
Bário (mg/L)	0,7	0,7	0,001
Boro (mg/L)	NE	0,5	0,06
Cromo Hexavalente (Cr VI)	NE	0,05	0,004
Manganês (mg/L)	0,1	0,1	0,0023
Nitrato (mg/L)	10	10	0,12
Nitrito (mg/L)	1	1	0,01
Óleos e Graxas totais (mg/L)	NE	NE	10
Fósforo total (mg/L)	NE	NE	0,03
Sulfeto (mg/L)	NE	NE	0,11
Turbidez	5	NE	0,1
Zinco (mg/L)	5	5	0,048
Temperatura (°C)	NE	NE	5 à 35

Nos parâmetros investigados, o pH (Figura 33) tem demonstrado possuir caráter mais básico na maioria das análises realizadas, faixa entre 6,0 e 9,5, sendo confirmado por Hu (2005) que comenta que o pH de águas subterrâneas tem caráter neutro ou levemente alcalino. Mas em alguns trimestres, algumas amostras demonstraram pH mais ácido, demonstrando não estar dentro do padrão de potabilidade (BRASIL, 2011). O valor mais baixo registrado foi de pH 4,8 para o PJ 06. Quando o pH da água é mais ácido, pode se dizer que existe a possibilidade de impactos causados pela lixiviação de minerais nos poços de monitoramento. Oladimeji et al., (2010) encontrou resultados semelhantes em estudo realizado sobre o efeito de lixões de resíduos nas propriedades físico-químicas das águas superficiais, águas subterrâneas e solo no município de Owo, Ondo State, Nigéria.

No entanto, por mais que o pH esteja fora da faixa recomendada, não significa que esta água seja imprópria para consumo ou esteja contaminada. O pH dentro da faixa proposta apenas previne os equipamentos utilizados contra a corrosão favorecendo uma melhor eficiência durante o processo de desinfecção. No entanto, O pH pode afetar propriedades químicas e bioquímicas, como reações químicas, condições de equilíbrio e toxicidade

biológica, conforme Bates, (2005). Se a água do aterro fosse utilizada para consumo humano, teria de ser realizado o ajuste de pH.

Figura 33. Evolução do pH ao longo dos anos para os poços de monitoramento.



Os metais analisados dos poços de monitoramento que obtiveram valores acima do Máximo permitido, conforme resolução CONAMA 396/2008 e Portaria 2914/2011 ao longo do período foram: Chumbo, Cromo total, Níquel e Mercúrio. Sendo apenas o chumbo com picos em vários períodos diferentes, os outros parâmetros foram picos isolados, conforme analisado na sequência.

Quanto ao parâmetro chumbo (Pb) (Figura 34), as análises ao longo dos anos tem demonstrado que concentrações de Pb excederam os VMP das legislações vigentes previstos para os poços PJ1, PJ2, PJ3 e PJ5 ($> 0,01$ mg/L). No mês de julho/2014 observou-se os valores máximos calculados obtidos nas análises (valores acima do VMP) apresentados na tabela acima nos poços PJ1 e PJ3, enquanto que, para os poços PJ2 e PJ5, os VMP ocorreram nos meses de janeiro e julho de 2015, respectivamente. Já no poço a montante PM4 não foram observado o Pb acima da legislação.

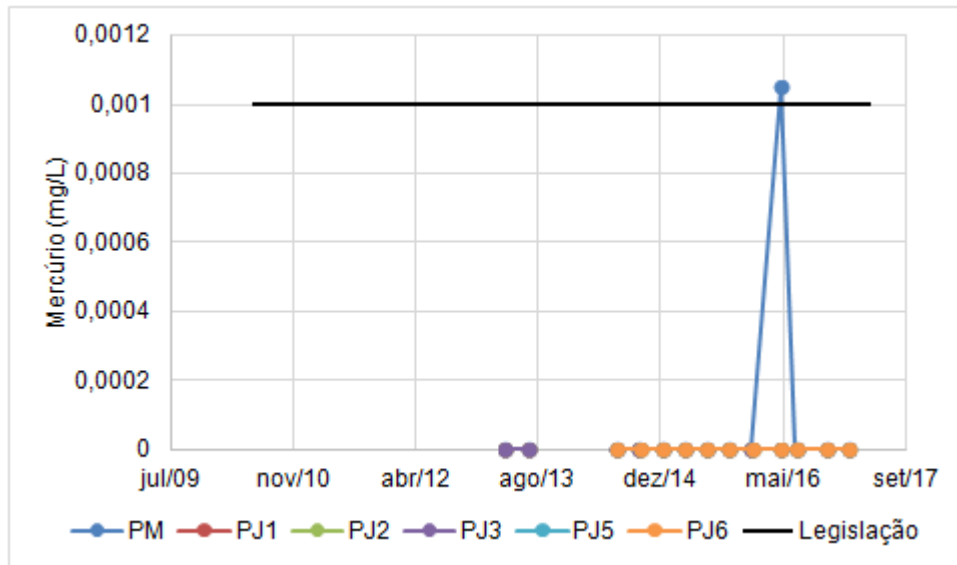
Quando se compara os poços de monitoramento (Figura 34) com o efluente (Figura 35) percebe-se que a época em que as concentrações de Pb que foram detectadas em ambos acima do VMP (efluente bruto e poços de monitoramento) foi no mês de julho de 14. O efluente tratado ficou com valores abaixo do VMP (0,2 mg/L). Como nenhuma concentração de Pb foi detectada nas amostras de água do poço à montante, pode-se inferir que a contaminação dos poços citados pode ser proveniente do lixiviado gerado pelo aterro, que se

Referente aos metais avaliados, a literatura observa que traços de metais estão fortemente associados com o material orgânico do lixiviado e as espécies desses variam de acordo com as condições químicas do aterro, como condições de redox e pH (YOUCAI; e ZIYANG, 2017). Ainda, as baixas concentrações dos metais podem estar relacionadas ao fenômeno de atenuação que ocorre no solo, em decorrência de mecanismos geoquímicos, como processos de adsorção e precipitação química (AHARONI; SIEBNER e DAHAN, 2017).

Dentro dos poços analisados, o PJ3 e o PJ5 foram os que apresentaram maior número de resultados acima do VMP para os metais analisados. No PJ5, o chumbo apresentou em 2 análises, valores acima do VMP, no período de 2014 e 2016, e Níquel ficou acima do VMP em apenas 1 das análises de 2016. No PJ3 observou-se Chumbo e Cromo total acima do VMP, sendo que chumbo foi detectado 7 vezes fora deste limite, dentre o período de 2014 a 2016, e o Cromo total apenas 1 vez em 2014.

Já referente ao mercúrio (Figura 37), somente o PM4 apresentou um pico de concentração em maio de 2016 (0,00105 mg/L) valor um pouco acima do VMP (<0,001) indicando contaminação anterior à área de atividade, visto este poço de monitoramento localiza-se antes da área onde estão as células de disposição. Apesar disso, vale ressaltar que o valor ultrapassado é praticamente igual ao de VMP, o que não acarreta em grandes preocupações. As concentrações observadas nos demais poços ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico. O mercúrio é um metal pesado e tem como característica a bioacumulação em seres humanos. O aterro sanitário é uma das principais fontes de mercúrio, pois muitos materiais descartados em aterros contém Hg, que através de transformações pode se transformar em mercúrio orgânico, através do processo de metilação, formando subprodutos como metilmercúrio (CH_3Hg^+), considerado a forma mais tóxica do mercúrio (LINDBERG, 2005).

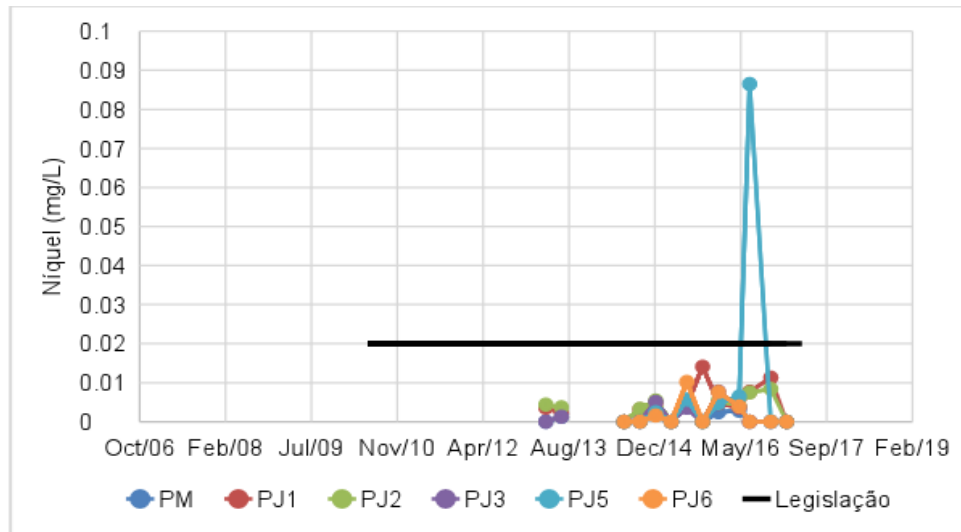
Figura 37. Valores de mercúrio para o período analisado



Para o níquel (Figura 438) somente o PJ5 exibiu valor de 0,0865 no mês de julho de 2016, demonstrando valor acima do VMP <0,02 mg/L CONAMA 396/2008 e Portaria 2914/2011 <0,07 mg/L, os quais determinam valores diferentes para concentração do parâmetro para águas.

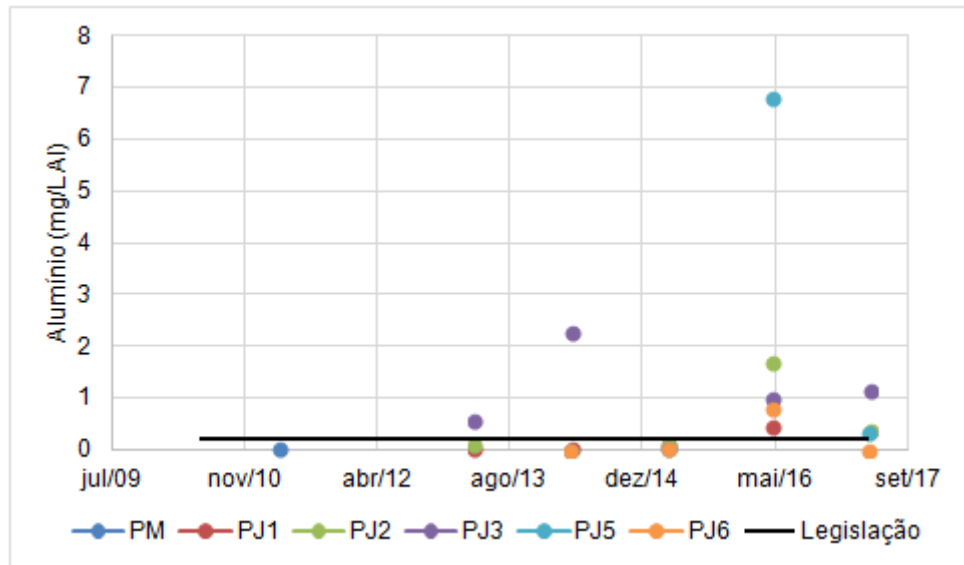
A presença de níquel nas águas pode ser proveniente de fontes de águas residuais podendo também ser fonte de contaminação pela dissolução das rochas que possuem minério de níquel a que o poço de monitoramento está alocado (DIETER et al.,2005) A presença de íons de níquel (II) acima do valor máximo permitido nas legislações, pode causar vários tipos de transtornos agudos e crônicos na saúde humana, como náuseas, vômitos, problemas como dermatites na pele e danos aos rins (AKHTAR, 2004).

Figura 38. Valores de níquel obtidos durante o período



Quanto ao metal alumínio (Figura 39), o único poço que obteve valor abaixo do VMP (0,2 mg/L) foi o PM4 (0,0877 mg/L). Os poços PJ2 (1,7 mg/L), PJ5 (6,82 mg/L e PJ6 (0,8) obtiveram seus maiores valores no mês de maio de 2016, onde foi o mês de maior ocorrência de concentração de AL em todos os poços, com exceção ao PM4. A concentração de alumínio na água está diretamente ligada ao seu pH, em níveis de concentração de 100 mg/L a pH neutro a 5000mg/L em águas ácidas (pH 4.4) (PENDIAS, 2007). Pode se perceber que as concentrações de Al nunca ultrapassaram o valor de 6,82 mg/L, onde o pH manteve-se mais neutro. O pH mais alcalino registrado foi para os maiores valores de Alumínio (6,8 mg/L), o que demonstra que o pH está diretamente ligado com as baixas concentrações de Al nos poços de monitoramento. O Al quando em baixas concentrações em águas subterrâneas está aliado a pH neutro devido as às transformações de aluminossilicatos (presença de Alumínio, Silício e Oxigênio) (Al_2SiO_5), pois uma quantidade expressiva Al tende a permanecer imóvel quando se junta a estes minerais e apenas uma parcela acaba dissolvida na água através do processo de hidrólise ou dissolução, com reações de troca de cátions ou reações do Al com outros componentes presentes na água (MACIOSZCZYK, et al., 2002)

Figura 39. Concentração de alumínio para o período avaliado



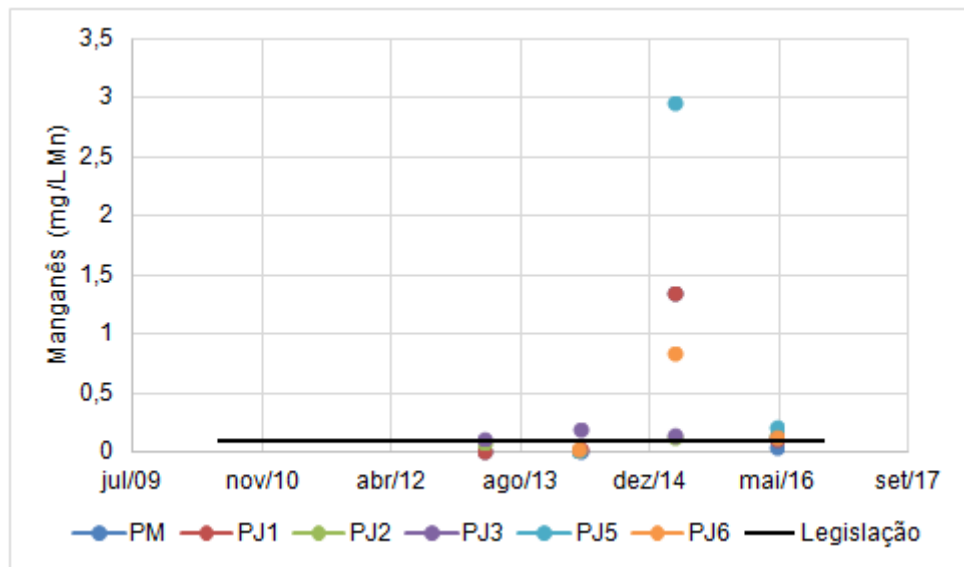
Com relação ao Manganês (Figura 40), as análises obtiveram valores superiores ao VMP na portaria 2914/11 e CONAMA 396/08. A média da concentração de Mn em todos os poços de monitoramento foi de 0,35 mg/L. Esse valor corresponde a concentração encontrada por Shafiquzzaman (2017), que obteve concentração média de 0,36 mg/L para Mn nas amostras de água de 14 poços de água subterrânea em Bangladesh no continente Asiático. A contaminação de Mn nas águas subterrâneas também foi relatado como acima do valor permitido no Sudeste Asiático afetando também vários países como a China, Camboja e Vietnã (BERG et al, 2007).

Dentre todos os poços em estudo, o PJ5 obteve o maior valor encontrado 2,96 mg/L no período de abril de 2015, seguidos por PM4 (1,35 mg/L), PJ1 (1,34 mg/L), PJ6 (0,86 mg/L), PJ3 (0,19 mg/L) e PJ2 (0,14 mg/L). O Mn é um contaminante comumente encontrado em águas subterrâneas naturais, em diversos países, podendo causar sérios problemas de saúde devido a suas propriedades organolépticas (cor, sabor, odor). A ingestão elevada de manganês através da inalação e do consumo de álcool é tóxico e possui efeitos neurotóxicos adversos para a saúde (EPA, 2004).

Embora o manganês seja um nutriente essencial à vida humana, a exposição crônica a altas doses desse metal pode ser prejudicial. Os efeitos dependem da via de exposição, tanto como a forma química, o tempo de exposição e estado nutricional do indivíduo exposto. O sistema nervoso é o principal alvo, podendo promover efeitos neurológicos graves. O nível de exposição oral ao manganês em humanos ainda não foi definido, pois ele é quase inteiramente excretado nas fezes, e urina (Davis et al., 1992; Greger, 1999; EPA, 2004).

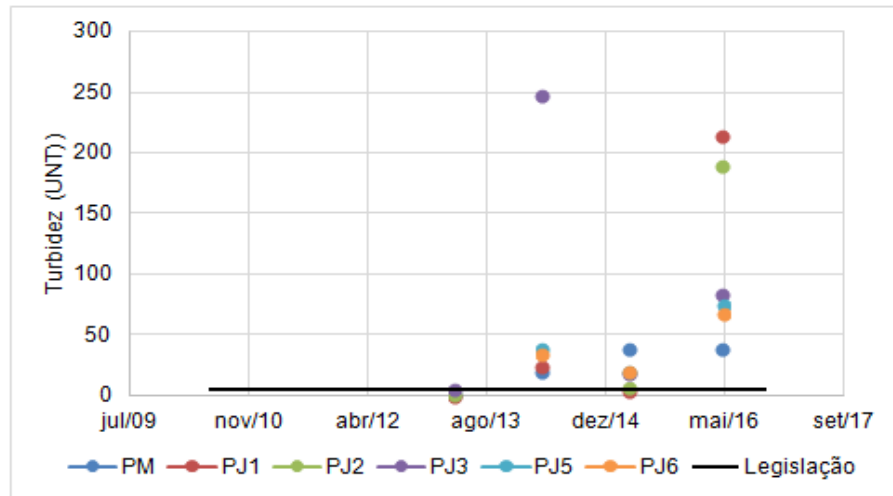
Problemas relacionados ao manganês nas águas estão associadas às características organolépticas. Acima de concentrações 0,1mg/L causam sabor e odor, características que afetam a aceitação de consumidores de recursos hídricos. (EPA, 2004). A legislação Brasileira (Portaria 2914/11 e CONAMA 396/2008) regulamenta como VMP a presença de 0,1 mg/L de manganês para águas subterrâneas. A principal fonte de manganês em águas subterrâneas é contaminação antropogênica assim como a erosão atmosférica, de rochas e minerais, onde o alimento é a principal fonte de exposição ao manganês, superando a água ou o ar (GRIFFIN, 1960).

Figura 40. Concentração de Mn para os poços de monitoramento



A turbidez é um parâmetro bem importante no que diz respeito ao padrão de potabilidade. De acordo com a portaria 2914/11 e CONAMA 396/08 o VMP é de 5 UNT. Dentre as amostras, todos os poços de monitoramento obtiveram valores acima do VMP. Os valores obtidos variaram de 0 a 248 UNT, sendo que o PJ3 foi o que obteve o valor mais alto durante o período analisado (2013 a 2017) conforme Figura 41. A turbidez pode inferir sobre a contaminação, e até mesmo sobre a influência de lixiviados nas águas, sugerindo a poluição das águas subterrâneas por matéria orgânica, inorgânica e sedimentos oriundos da erosão (MEP, 2002). Este parâmetro pode estar relacionado com a presença de coliformes no lixiviado do aterro sanitário.

Figura 41. Concentração de turbidez para os poços de monitoramento



Considerando os parâmetros biológicos (coliformes totais e termotolerantes), nas Figuras 42 e 43, podem-se observar altos valores, para todos os poços. De acordo com ambos os padrões de referência (CONAMA 396/2008 e Portaria 2914/2011), tais parâmetros deveriam ser nulos, ou seja, ausência de coliformes em 100 mL de amostra. Contudo, ao analisar as séries de dados, pode-se identificar que, até aproximadamente o mês de abril/2014, quase todas as amostras, para todos os poços, apresentaram ausência de coliformes, tanto termotolerantes quanto totais, com exceção do mês de janeiro de 2013, em que se observaram valores na ordem de centenas, indicando contaminação. Após o mês de abril/2014, verificou-se a ocorrência de períodos de oscilação no número de coliformes, porém não se observou mais nenhuma amostra com ausência. Tais resultados indicam a contaminação da água subterrânea, sendo que pode ser proveniente da ineficiência do tratamento do lixiviado e do próprio lixiviado que pode ter infiltrado, bem como pode ser proveniente de fontes não relacionadas ao aterro, como o desenvolvimento da atividade de agropecuária, presente na região.

Figura 42. Coliformes totais no período analisado

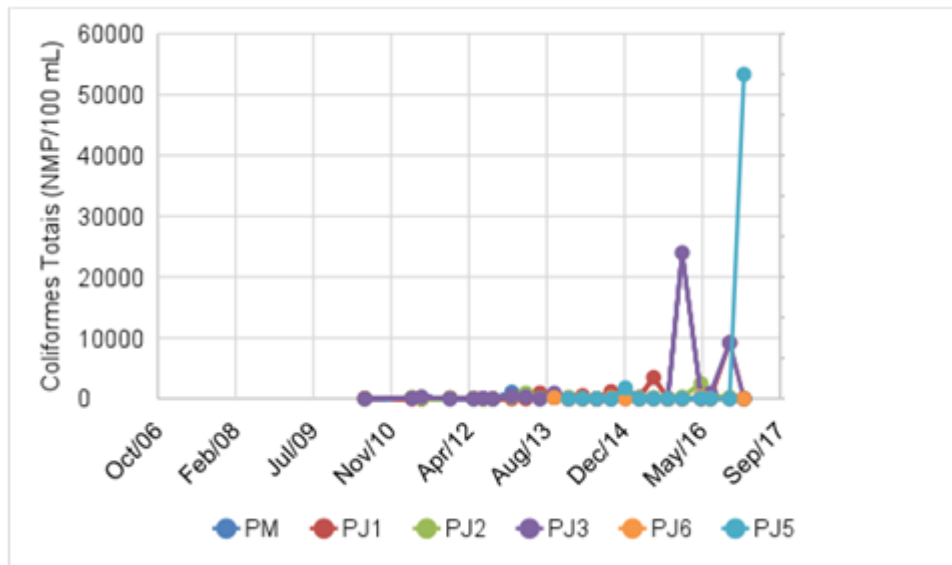
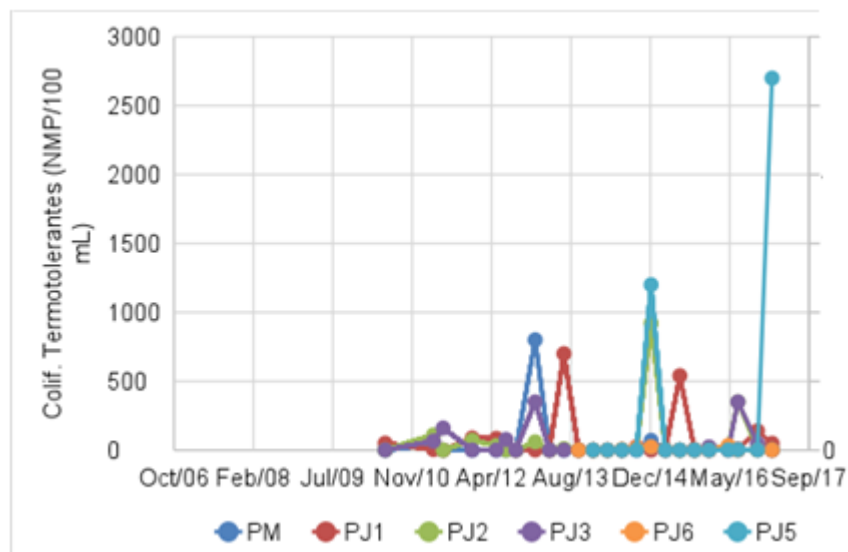
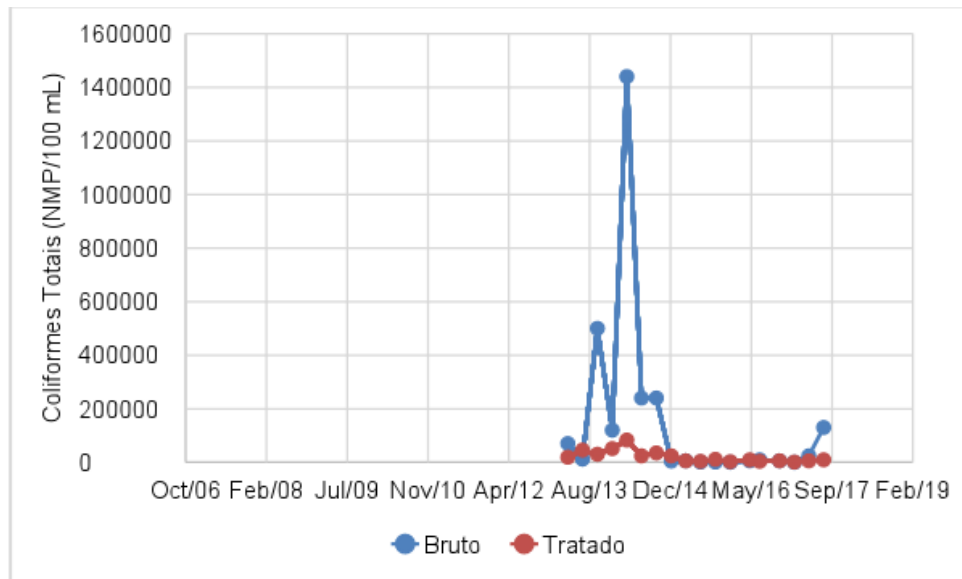


Figura 43. Coliformes termotolerantes no período analisado



Ao observar as análises do efluente bruto e tratado, é possível identificar possíveis justificativas das observações levantadas anteriormente. Nos meses de outubro de 2013 e abril de 2014 (Figura 46), por exemplo, verificou-se a ocorrência de extremos nas concentrações de coliformes no efluente. Apesar de tratado, as concentrações permaneceram altas, na ordem de milhares. Isso, então, pode ter duas justificativas: a percolação ter alcançado a água subterrânea ou ainda, a presença é indicativa da decomposição da matéria orgânica presente na área de remediação do aterro, já que antes de se tornar aterro sanitário os resíduos eram dispostos sem devida impermeabilização no solo.

Figura 44. Quantidade de coliformes totais observada no efluente bruto e tratado



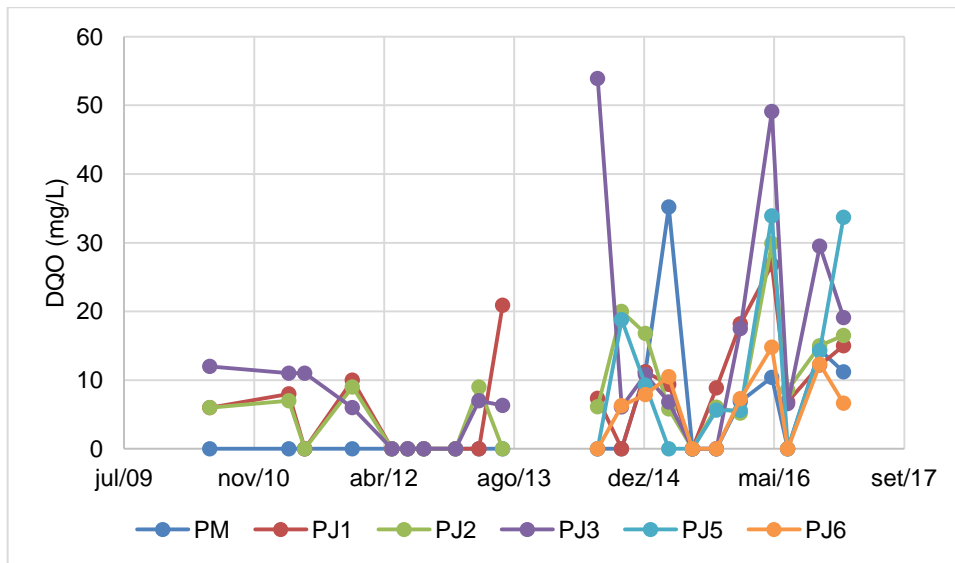
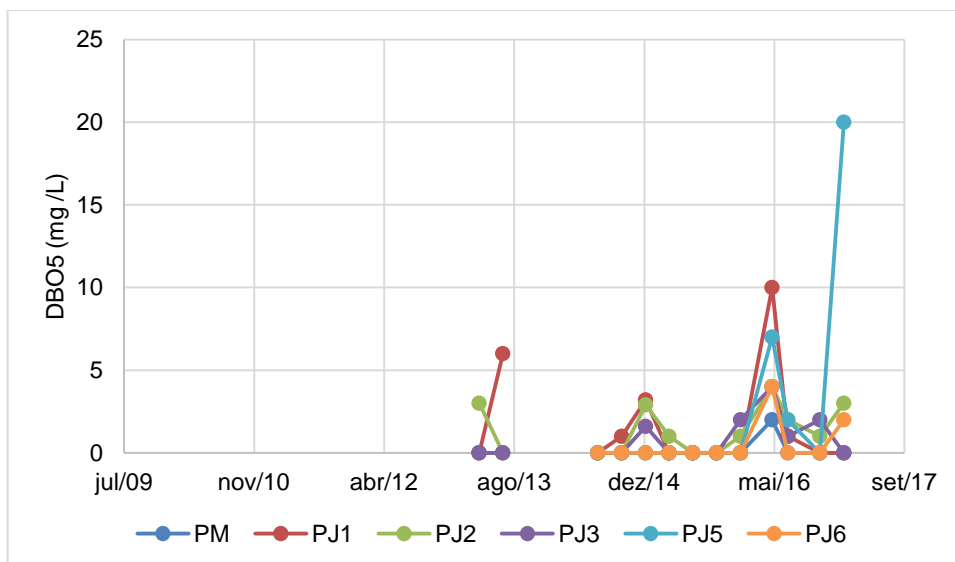
Com relação aos demais parâmetros que possuem valores descritos como VMP nas legislações, não se verificou valores excedentes, demonstrado que estão dentro do que dizem as resoluções.

Embora os outros parâmetros não apresentem limites permitidos pela legislação, é importante, da mesma forma, avaliá-los, uma vez que eles também são indicadores de qualidade da água.

Diante disso, os valores de DQO não ultrapassaram 60 mg O₂/L previstos como VMP, tendo como picos os poços PJ3 e alguns meses picos no PJ5 (Figura 45). Quanto à DBO₅, os valores não ultrapassaram 20 mg O₂/L, sendo o PJ5 responsável por esse valor (Figura 46). Para a DBO₅, o poço PJ3 não apresentou valores tão altos em relação aos que foram observados para DQO, o que indica que os valores são provenientes de compostos que são difíceis de serem biodegradáveis. Em abril de 2015, o PM apresentou valores acima dos demais, indicando contaminação anterior ao poço de montante.

Valores semelhantes e até maiores de DBO e DQO foram observados por Abd El-Salam e Abu-Zuid (2015). De acordo com os autores, essas faixas de 0 a 20mg/L com relação a DBO dos poços de monitoramento do aterro, representa a não ocorrência de contaminação orgânica da água subterrânea pelo lixiviado, por conta das baixas concentrações.

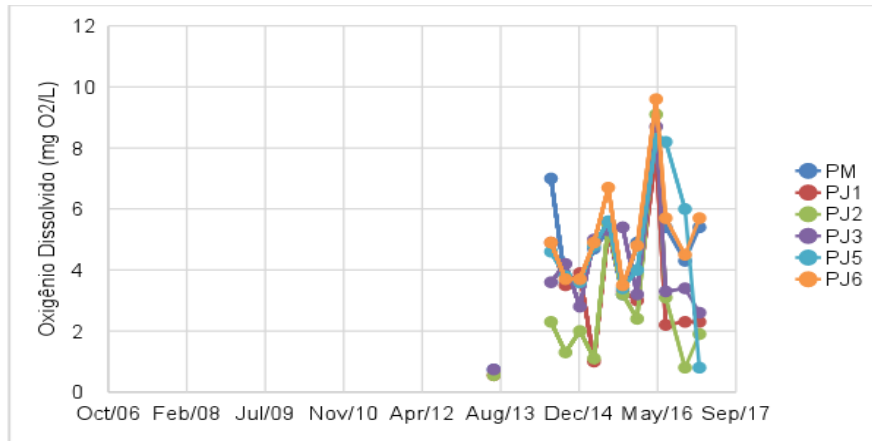
Figura 45. Valores obtidos de DQO juntos aos poços de monitoramento

Figura 46. valores de DBO₅ obtidos durante o período analisado

Quanto ao oxigênio dissolvido (Figura 47), verificou-se uma variação com amplitude significativa, partindo de concentrações próximas à zero em alguns meses e, em outros, concentrações próximas a 8-9 mg O₂/L (Figura 49). Rose e Long (1988) colocam que é assumido que o oxigênio derivado da atmosfera é rapidamente consumido no solo e na zona não saturada em função da respiração microbiana e de composição da matéria orgânica. Dessa forma, as concentrações de OD na zona saturada deveriam ser, normalmente, baixas. Valores de OD acima de 1,0 mg O₂/L, por exemplo, podem indicar que a redução microbiana de O₂ é limitada, ou o oxigênio é capaz de ser efetivamente transportado até a zona freática ou, ainda, a combinação desses dois fenômenos. Vale destacar, também, que diversos compostos

inorgânicos, principalmente os metálicos, são sensivelmente afetados pela presença de OD (ROSE; LONG, 1988).

Figura 47. Concentrações de Oxigênio dissolvido para o período analisado



Com relação à condutividade elétrica (Figura 48), os valores das amostras não ultrapassaram $459 \mu\text{S}/\text{cm}$. Os valores médios variaram de $141,11 \mu\text{S}/\text{cm}$ para o P5 a $292,19 \mu\text{S}/\text{cm}$ para o P3. Como pode-se observar o comportamento das médias apresentados na Figura 50, a condutividade elétrica está intimamente relacionada com a presença de íons cloreto e a concentração de sólidos totais dissolvidos na água (Figuras 49 e 50), visto que esses elementos são responsáveis por conferir a capacidade de transmissão de corrente elétrica. Valores de condutividade elétrica de aproximadamente $4000 \mu\text{S}/\text{cm}$ pode indicar contaminação por lixiviação com alta salinidade ou evaporação da água subterrânea (MEP, 2002).

Figura 48. Valores de Condutividade obtidos junto às análises dos poços de monitoramento

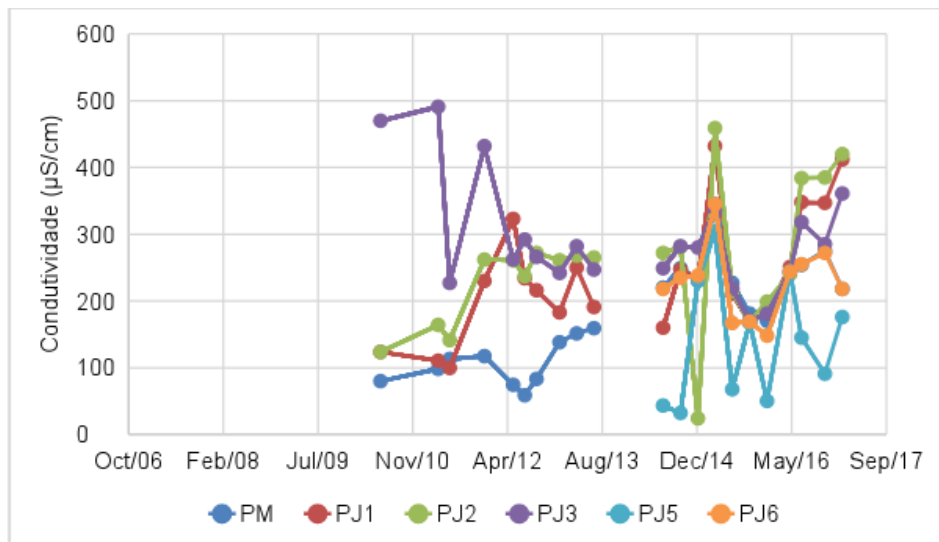


Figura 49. Sólidos totais dissolvidos na água

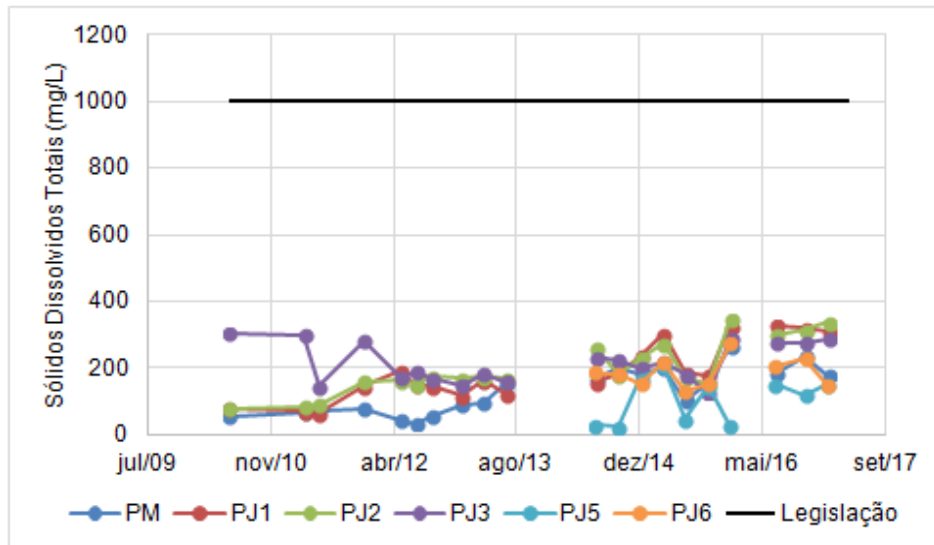
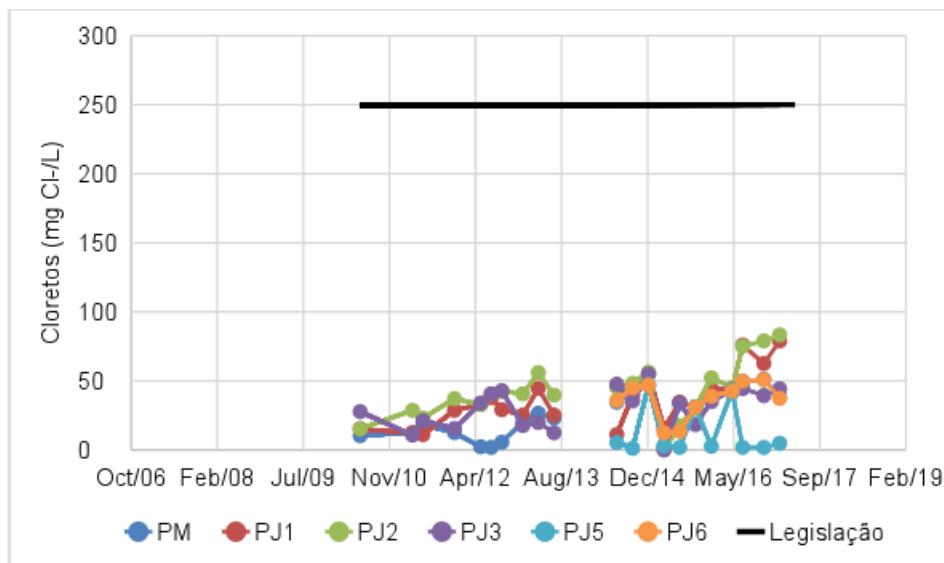


Figura 50. Médias do parâmetro cloretos para cada poço analisado



Todos os dados analisados na água subterrânea foram comparados estatisticamente através do teste t, onde foi comparado se ocorreu ou não aumento significativo entre pelo menos um dos poços a jusante (PJ1, PJ2, PJ3, PJ5, PJ6) em relação ao poço de referência a montante (PM4). Após a aplicação do teste (Tabela 12) pode se perceber que houve aumento significativo de alcalinidade total para o PJ3, Pb para o PJ2, DBO₅ para o PJ2, OD para todos os poços PJ1, PJ2, PJ3, PJ5, PJ6, SDT para o PJ1 e ST para o PJ1, PJ2, PJ3, conforme assinalados na Tabela. Para os demais parâmetros não houve aumento significativo.

Tabela 12. Teste t para parâmetros analisados dos poços de monitoramento

Parâmetro	PJ1		PJ2		PJ3		PJ5		PJ6	
	t*	tc	t*	tc	t*	tc	t*	tc	t*	tc
pH	-0,48508	1,847015	-0,54411	1,833113	-0,3726	1,833113	-0,00339	1,833113	-0,53435	1,833113
Alcalinidade Total	-1,68291	2,195013	-2,37607	2,170842	2,554147	2,25345	-0,30085	2,300702	-1,84344	2,243121
Alumínio	2,731632	4,22095	1,709719	4,298655	2,494362	4,294607	1,311406	4,302453	1,10087	4,289426
Arsênio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bário	0,608991	4,124772	0,005305	3,755935	-0,175	3,269778	-1,41943	3,661128	0,144284	3,570369
Boro	1,676004	12,64874	-3,53009	10,7393	1,024295	12,65381	0,403034	12,67376	0,403034	12,67376
Cadmio	0,274444	2,431135	-1,11803	2,131847	-1,11803	2,131847	0,552984	2,665349	-1,11803	2,131847
Chumbo	1,070259	2,364624	2,597809	2,306004	2,13362	2,306004	1,981891	2,364624	1,118034	2,776445
Cloretos	0,771916	2,154861	1,14131	2,168362	-0,6359	2,058547	-4,46629	2,079153	-0,80371	2,101092
Coliformes Term.	1,000159	2,767802	0,99063	2,443821	-0,71554	2,055389	1,090098	2,776007	-0,4127	2,118245
Coliformes Tot.	1,179026	2,569218	1,143575	4,287777	0,688311	2,722423	1,077076	2,775861	1,030744	2,77292
Condutividade	1,669339	2,210776	0,884925	2,212119	1,16912	2,102648	-2,85623	2,165514	-0,45134	2,08396
Cromo Hex. (Cr VI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cromo Total	-0,62308	2,054568	0,825772	2,504233	1,195838	2,316849	0,553912	2,246458	0,164124	2,192009
Parâmetro	PJ1		PJ2		PJ3		PJ5		PJ6	
	t*	tc	t*	tc	t*	tc	t*	tc	t*	tc
DBO ₅	1,745646	2,357941	2,206951	2,178859	1,599537	2,209343	1,399995	2,358769	0,832599	2,345883
DQO	0,026148	2,016652	0,565042	2,009764	0,808961	2,115287	0,66134	2,12045	-0,69058	1,936028
fosfato Total	-0,30397	9,277731	1,156012	3,730731	-0,58368	6,019797	-0,60774	8,231099	-1,12747	5,159205
Manganês	0,038589	3,589076	-0,93445	2,920146	-0,99274	2,921981	0,75407	4,051699	-0,35369	3,266505
Mercurio	0,828464	2,543849	-1,09545	2,015048	-1,09545	2,015048	-1,09545	2,015048	-1,09545	2,015048
Níquel	1,074995	2,306003	1,533429	2,30145	1,059603	2,337528	1,179001	2,363277	1,104132	2,381732
Nitrato	1,453371	4,300423	1,892688	4,300031	1,124731	4,292021	-0,63312	3,466991	0,485866	3,427719
Nitrito	1,414214	0	1,1094	12,46034	0	9,509978	1,406443	12,63615	0	9,509978
OD	5,88297	2,146516	4,005156	2,170125	7,98512	2,115388	7,07358	2,154685	9,601685	2,115474
Óleos e Graxas totais	4,23228	0	0,362407	11,23345	-0,52504	8,490982	-2,42582	0	1,070459	12,52448
Solidos Diss. Tot	3,458606	2,073979	1,828673	2,136551	1,3878	2,10404	-1,78094	2,06118	0,295449	2,065465
Solidos Totais	2,318397	2,214601	2,758559	2,208124	2,887797	2,24454	-1,37198	2,206174	1,112438	2,133035
Sulfato	0,788221	2,306862	0,356356	2,195877	1,538708	2,305266	0,594066	2,265149	1,11569	2,344545
Sulfeto	1,580592	2,37662	1,414214	3,26738	0	0	1,414214	1,76589	0	0
Turbidez	0,874012	4,293414	1,571392	4,287928	0,909791	4,29072	0,415084	4,186257	0,09177	4,175272
Zinco	1,433398	6,448177	-1,10886	2,920297	-1,05443	2,944638	0,637731	4,094165	-0,48687	3,246269

Dentre os parâmetros que obtiveram aumento significativo, a alcalinidade total e ST não possuem VMP na legislação, já em análises anteriores a presença de Pb ultrapassou o VMP das legislações. Já OD teve aumento significativo em todos os poços, sendo um fator importante para a água, pois indica a decomposição da matéria orgânica. Águas com OD baixo indicam uma possível contaminação por efluentes, conforme descrito por Stringfellow et al., (2009). Ainda, o PJ2 teve aumento significativo de DBO₅ o que pode demonstrar que representa grande quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na água. A presença

do Pb, e dos valores altos DBO_5 e podem influir sobre uma possível contaminação do lixiviado do aterro sanitário, já que ocorreram diferenças significativas em relação ao poço montante que fica em área anterior a disposição dos resíduos.

5.6.4 Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas

Com base nas informações coletadas em campo a respeito das características geológicas e hidrogeológicas da área de interesse, bem como por meio de bibliografias especializadas, os seguintes resultados foram obtidos:

(G) Grau de confinamento da água subterrânea: confinado (0,2).

O grau de confinamento foi determinado como semi-confinado, pois existe uma camada de solo e saprólito recobrendo as rochas fraturadas que constituem o aquífero fissural da Formação Serra Geral.

(O) Composição da zona não saturada: solos residuais (0,4).

Os basaltos da Formação Serra Geral, que compõem o aquífero objeto dessa avaliação, deram origem a solos argilo siltosos e saprolíticos, resultado da ação intempérica sobre as rochas.

(D) Profundidade do nível d'água: 30 metros (0,7).

A profundidade de 30 metros do nível d'água (superfície potenciométrica) do aquífero fissural foi obtida através de informações do Sistema de Águas Subterrâneas da Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (SIAGAS/CPRM), especificamente do poço identificado pelo número 4300020267.

Correlacionando-se os resultados aos índices estabelecidos e aplicando-os na Equação 6 que determina a vulnerabilidade do aquífero, obtém-se:

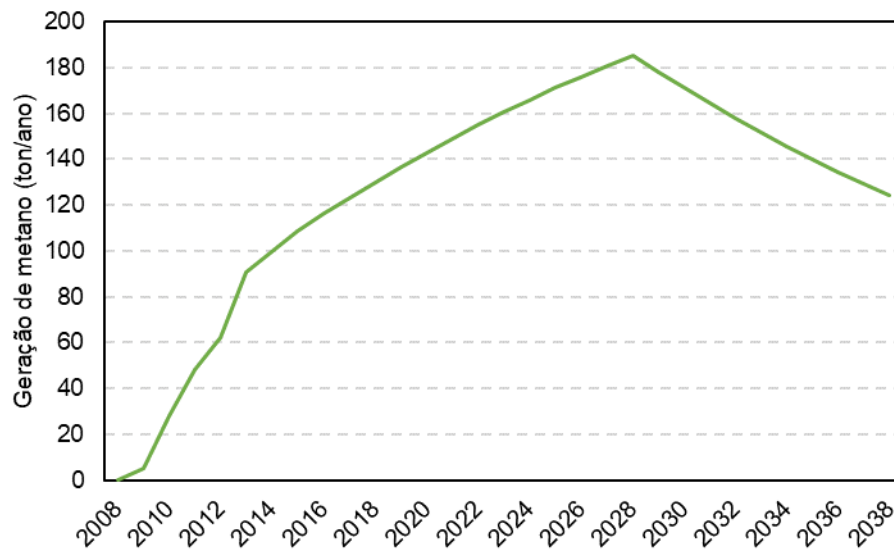
Índice de Vulnerabilidade GOD = 0,056, o que revela vulnerabilidade desprezível (FOSTER, 2002).

5.7 Estimativa da produção de biogás

Por meio do método EPA que compreende contribuição antrópica + variabilidade natural do sistema climático foi estimado a quantidade de metano produzido anualmente no Aterro Sanitário.

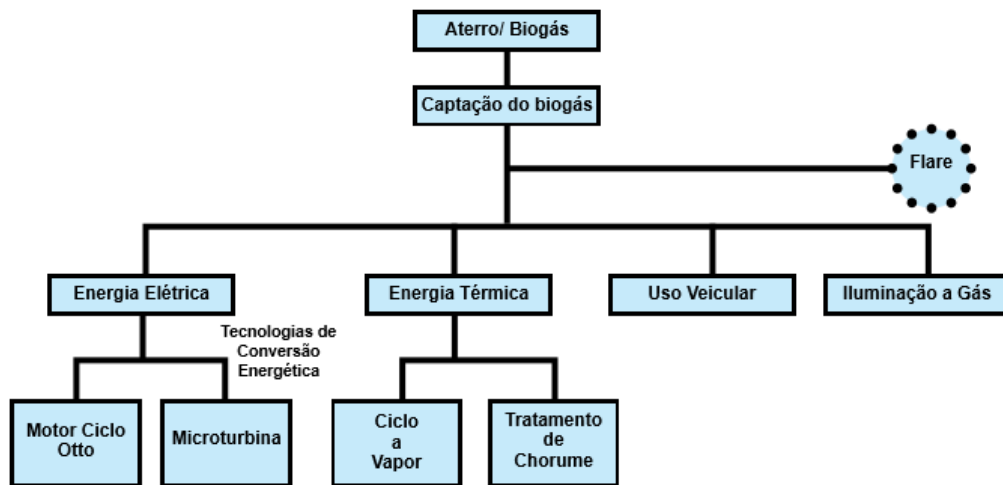
Através do modelo LandGEM, pôde obter resultados para a geração de metano, para um período de 30 anos, conforme a Figura 51 apresenta. Pode-se observar que a máxima geração irá ocorrer, aproximadamente, no ano de 2028, ano previsto para o encerramento do aterro, se a área atual não for reformulada. A partir disso, a geração passa a decair. O modelo de geração de metano é dado em m^3 , porém ao se inserir os dados, ele converte os valores automaticamente em toneladas.

Figura 51. Resultados para geração de metano para o modelo LandGEM



Diversas são as aplicações do biogás produzido pela ação microbiana sobre os resíduos depositados no aterro. A Figura 52 apresenta um fluxograma em que apresenta possíveis aplicações para o composto gasoso (ICLEI, 2009). O que deve-se avaliar, portanto, é a viabilidade econômica da tecnologia que poderá ser implantada.

Figura 52. Possíveis aplicações para o biogás.
Fonte: ICLEI (2009)

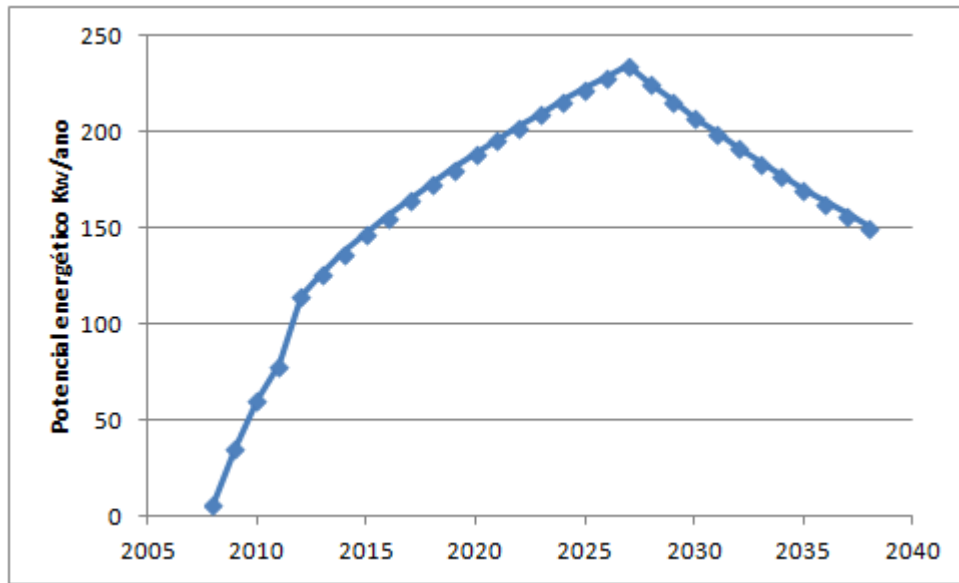


5.7.1 Estimativa de potencial energético

Para a realização do cálculo de estimativa de possível potencial energético foram utilizadas as gerações de metano obtidas, que foram apresentados na Figura 51. Foram utilizados os valores de poder calorífico do metano (P_c) $35,53.106 \text{ J m}^{-3}$ e o da eficiência de coleta de gases (E_c) de 75%, respectivamente, conforme citados em CETESB (2006). O cálculo não é realizado em 100%, pois precisa ser considerado que nem todo o biogás gerado no aterro poderá ser aproveitado, uma vez que existem perdas no sistema de coleta e transporte, denominados de emissões fugitivas.

A Figura 53 demonstra os valores de estimativa do potencial energético durante 20 anos. Calculou-se a produção de biogás acumulada de 20 anos, obtendo como resultado o valor de 5129,046 de kw, dando uma média de 170,96 kw/ano de energia acumulada, respectivamente. Quando avaliamos a geração de biogás e o potencial energético do aterro com relação a energia elétrica consumida pelo aterro sanitário (em média 1300 kw/mês) percebe-se que a conversão do biogás nesse tipo de energia não é suficiente, visto sua capacidade de energia acumulada seria de 14,25 kw/mês.

Figura 53. Potencial energético do aterro em estudo durante o período de 20 anos.



6. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho sobre a composição gravimétrica dos resíduos demonstram que a média dos resíduos orgânicos/rejeitos que são encaminhados para o aterro em estudo aproxima-se a média da região sul do Brasil e a média Brasileira, mas demonstra valores acima da quantidade média de resíduos dos EUA e abaixo de outros países como Quênia, China e Reino Unido. Já a quantidade de resíduos recicláveis demonstra proporções diferenciadas de outras realidades avaliadas.

Quanto ao perfil geológico da área em estudo, o solo tem características argilosas, sendo considerado com baixa permeabilidade, onde o lençol freático não foi detectado a 15 m de profundidade, o que caracteriza a aterro estar sobre um aquífero com baixa profundidade sob o ponto de vista hidrogeológico.

No que diz respeito aos efluentes gerados no aterro sanitário, dos 40 parâmetros avaliados, apenas 9 demonstraram valores acima do VMP da legislação vigente (Cloreto, Coliformes termotolerantes, DBO, DQO, Ferro, Manganês, Nitrogênio Amoniacal, SST e Sólidos sedimentáveis). Quanto a eficiência o tratamento atual observa-se uma média de 60% de remoção dos parâmetros analisados.

Quanto aos poços de monitoramento, a análise do fluxo das águas subterrâneas demonstrou que os mesmos estão alocados corretamente, sendo que o sentido de fluxo do aquífero ocorre de montante à jusante, conforme os poços estão instalados. Em relação a qualidade das águas do aterro, dos 30 parâmetros analisados, 11 parâmetros ultrapassaram o VMP das resoluções a que foram comparadas (pH, cádmio (Cd), chumbo, níquel, mercúrio, cromo total, alumínio, manganês (Mn), turbidez, coliformes totais e termotolerantes), sendo que alguns dos parâmetros não foram detectados no poço a montante. Quando as análises foram comparadas estatisticamente, verificou-se que alcalinidade total, Pb, OD, DBO₅ SDT e ST obtiveram aumento significativo em pelo menos uma das análises dos poços à jusante em relação ao poço à montante. Porém, esta avaliação demonstrou que apenas o Pb e DBO₅ obtiveram VMP maiores que a legislação, inferindo que existe a possibilidade da atividade de disposição dos resíduos estar interferindo na qualidade das águas subterrâneas.

A produção de biogás gerada no aterro demonstra inviável a sua transformação em energia elétrica, pois o potencial energético calculado demonstrou um valor muito baixo quando comparado a uma possível utilização de energia utilizada no aterro em estudo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABD EL-SALAM, M. M.; ABU-ZUID, G. I. **Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt.** Journal of Advanced Research, v. 6, n. 4, p. 579–586, 2015.

ABRELPE. ATLAS BRASILEIRO DE EMISSÕES DE GEE E POTENCIAL ENERGÉTICO NA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.** 2016. Disponível em: <
<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>>. Acesso em: 14/05/2016.

ABRELPE. ATLAS BRASILEIRO DE EMISSÕES DE GEE E POTENCIAL ENERGÉTICO NA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.** 2014. Disponível em: <
<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 14/05/2016.

ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M.; RIDOSKOVA, A.; BARTON, S.; PELCOVA, P.; ELBL, J. KYNICKY, J.; BRTNICKY, M.; VAVERKOVA, M. D. Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in *Tanacetum vulgare* L. **Chemosphere.** v. 185, p. 1011-1018, 2017.

AGBOZU, I. E.; OGHAMA, O. E.; ODHIKORI, J. O. Physico-Chemical Characterization and Pollution Index Determination of Leachates from Warri Waste Dumpsite, Southern Nigeria. **Journal. Appl. Sci. Environ. Manage.** v. 19, n. 3, p. 361–372, 2015.

AHARONI, I.; SIEBNER, H.; DAHAN, O. Application of vadose-zone monitoring system for real-time characterization of leachate percolation in and under a municipal landfill. **Waste Management**, 2017.

AKHTAR, N. IQBAL J.; IQBAL M. Removal and recovery of nickel (II) from aqueous solution by loofa sponge-immobilized biomass of *Chlorella sorokiniana*: characterization studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 108, p. 85-94, 2004.

AL-JARRAH, O.; ABU-QDAIS, H. Municipal solid waste landfill siting using intelligent system. **Waste Management**, v. 26, p. 299–306, 2006.

AZIZ, HAMIDI ABDUL; YUSOFF, MOHD SUFFIAN; ADLAN, MOHD NORDIN; ADNAN, NURUL HIDAYAH; ALIAS, SALINA. Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter. **Waste Management**, v. 24, n. 4, p. 353-358, 2004.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10157:** Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

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

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

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

BANCO MUNDIAL. **Manual para a preparação de gás de aterro sanitário para projetos de energia na América Latina e Caribe**. Ontário: Banco Mundial, 2004. 248 p

BARRETO, E. V.; MELO, E. S. R. L.; PAIVA, G. F. A. V. Análise de composição de resíduos sólidos urbanos como instrumento de gestão em política pública de saneamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5. 2015, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: IEBAS, 2015.

BATES, R. G. pH measurements in the marine environment. **Pure Appl. Chem.**, v. 54, p. 229-232, 1982.

ERG, M.; STANGEL, C., TRANG, P.T.K.; VIET, P.H.; SAMPSON, M.L.; LENG, M.; SAMRETH, S.; FREDERICKS, D. Magnitude of arsenic pollution in the Mekong and Red River deltas—Cambodia and Vietnam. **Science of the Total Environment.**, v. 372, p. 413-425, 2007.

BILA D. M.; MONTALVÃO F. A; SILVA, A. C; DEZOTTI, M. Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, n. 2-3, p. 235-242, jan. 2005.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 27/02/2017.

BRASIL. **Portaria nº 2.914**. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF: MMA, 2011. 109 p.. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf> Acesso em: 30/04/2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 16/04/2016.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente. **Aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário**. 2012. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario>>. Acesso em: 12/01/2017

CALVO, F; MORENO, B; ZAMORANO M; SZANTO M. Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. **Waste Management**, v. 25, n. 8, p. 768-779, out. 2005.

CARVALHO, J.; JESUS, S.; PORTELLA, R. **Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares e comerciais do centro da cidade de Barreiras- BA**. Barreiras-BA, 2011. Disponível em: <<http://www.chaourbano.com.br/visualizarArtigo.php?id=65>> Acesso em: 28/11/2017.

CLARKE, B. O; ANUMOL, T; BARLAZ M.; SNYDER. S.A. Investigating landfill leachate as a source of trace organic pollutants. **Chemosphere**, v. 127, p. 269-275, 2015.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aterro: Geração de Biogás e uso energético, versão 1.0**. Departamento ambiental, Ministério brasileiro de ciência e tecnologia. São Paulo, 2006: SMA: CETESB: MCT. CD-ROM. Manual do usuário v. 1-2

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P. Landfill emissions and environmental impact: an introduction. In: International Landfill Symposium, 5. 1995, Cagliari, **Anais...** Cagliari: Environmental Sanitary Engineering Centre, 1995.

COLAZO, A. B.; SÁNCHEZ A.; FONT, X.; COLÓN, J. Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. **Waste Management**, V. 43, p. 84-97, set. 2015.

CONSEMA. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 355 de 19 de julho de 2017**. Critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

COSSU, R.; POLCARO, A. M; LAVAGNOLO, M. C.; MASCIA, M.; PALMAS, S.; RENOLDI F. Electrochemical treatment of landfill leachate: Oxidation at Ti/PbO₂ and Ti/SnO₂ anodes. **Env. Sci & Technol**, v. 32, n. 22, p. 3570-3573, 1998.

CZAJCZYŃSKA D.; ANGUILANO, L.; GHAZAL H.; KRZYŻYŃSKA, R.; REYNOLDS, A. J.; SPENCER N.; JOUHARA, H. Potential of pyrolysis processes in the waste management sector. **Therm Sci Eng Prog**, v. 3, p. 171-197, 2017.

DAVIS, C. D.; GREGER, J. L.; 1992. Longitudinal changes of manganese-dependent superoxide dismutase and other indexes of manganese and iron status in women. **Amer. J. Clin. Nutr.**, v. 55, p. 747-752, 1992.

DEMIRABAS, A.. Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. **Energ. Convers. Manage.**, n. 52, p. 1280-1287, 2011.

EMBRAPA. **Recomendações técnicas para o cultivo do milho**. 2 ed. Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1982. 49 p.

EMBRAPA: **O cultivo do feijão: recomendações técnicas**. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1994. 83 p.

EMBRAPA. **Recomendações técnicas para a cultura da soja na região central do Brasil 2000/01**. Londrina: EMPRAPA SOJA, 2000. 245 p.

EMBRAPA: **Informações técnicas para trigo e triticale: Safra 2016**. Passo Fundo: EMBRAPA. 2015. 230 p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/documents/1355291/1729833/Informacoes+Tecnicas+Trigo+e+Triticale+Safra+2016.pdf/12cba90b-6483-4e41-b95e-089a06451f61>>. Acesso em: 29/11/2017.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Drinking water health advisory form manganese**. Washington, DC: EPA, 2004. 55 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/support_cc1_magnese_dwreport_0.pdf> Acesso em:29/11/2017.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 269-282, jun. 2002.

FAITLIA, J.; MAGAYAR, T.; ERDÉLYI, A.; MURÁNYI, A. Characterization of thermal properties of municipal solid waste landfills. **Waste Management**, v. 36, p. 213-221, fev. 2015.

FADEL, M. EL; FINDIKAKIS A.N.; LECKIE J.O. Environmental impacts of solid waste landfilling. **J. Environ. Manag.**, 50 (1997), pp. 1-25

FEI, X.; ZEKKOS, D.; RASKIN, L. Quantification of parameters influencing methane generation due to biodegradation of municipal solid waste in landfills and laboratory experiments. **Waste Management**, v. 55, p. 276-287, set. 2016.

FEPAM. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUÍS ROESSLER. **Licença de Operação nº 1368/2017**.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. **Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Service Companies**. Washington: The World Bank, 2002. 114 p.

GHAZY, H. A.; ABDEL-RAZEK, M. A. S.; EL NAHAS, A. F.; MAHMOUD, S. Assessment of complex water pollution with heavy metals and Pyrethroid pesticides on transcript levels of metallothionein and immune related genes. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 68, p. 318-326, set. 2017.

GEOLAC. **Laudo Geológico para Aterro de Resíduos**. Relatório ambiental. Brasil, 2017.

GEOLAC. **Reavaliação da rede de monitoramento das águas subterrâneas de aterro saitário**. Relatório ambiental. Brasil, 2017.

GIARDINO C.; BRESCIANI, M.; BRAGA, F.; CAZZANIGA I., KEUKELAERE, L.; KNAEPS, E. L. S.; BRANDO, V. E. Bio-optical Modeling of Total Suspended Solids. In: _____. **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**. USA: Elsevier, 2017. cap. 5, p. 195-203.

GONZALEZ, C. F.; ACKERLAY, D. F.; PARK, C. H.; MATIN, A. A soluble flavoprotein contributes to chromate reduction and tolerance by *Pseudomonas putida*. **Acta Biotechnol.**, v. 2, p. 233-239, 2003.

GREGER, J. L. Nutrition versus toxicology of manganese in humans: Evaluation of potential biomarkers. **NeuroToxicol**, v. 20, p. 205-212, 1999.

GRIFFIN, A. E. Significance and removal of manganese in water supplies. **J. Am. Water Works Assoc.**, v. 52, p. 1326, 1960.

HUANG, J. H.; ILGEN, L.; VOGEL, D.; MICHALZIK, B.; HANTSCH, S.; TENNHARDT, G.; BILITEWSKI, B. Emissions of Inorganic and Organic Arsenic Compounds via the Leachate Pathway from Pretreated Municipal Waste Materials : A Landfill Reactor Study. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 18, p. 7092–7097, 2009.

HOORNWEG, D.; BHADA-TAT, P. WHAT A WASTE. **A Global Review of Solid Waste Management**. Washington: The World Bank, 2012.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2010. Disponível em: <Instituto <https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em 15/09/2017.

ICLEI. BRASIL - GOVERNOS LOCAIS PELA SUSTENTABILIDADE. **Manual para aproveitamento do biogás**: Volume 1 - Aterros Sanitários. São Paulo: ICLEI, 2009. 80 p.

IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Solid waste disposal. In: _____. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, v. 5, 2006.

ISHIBASHI, Y.; MATSUO, H.; BABA, Y.; NAGAFUCHI, Y.; IMATO, T.; HIRATA, T. Association of manganese effluent with the application of fertilizer and manure on tea field. **Water Research**, v. 38, n. 12, p. 2821-2826, jul. 2004.

JORDANA S.; BATISTA E. NATURAL GROUNDWATER QUALITY AND HEALTH. **GEOLGIA ACTA**, n. 2, v. 2, p. 175-188, 2004.

KAMALAN, H.; SABOUR, M.; SHARIATMADARI, N. A review on Available landfill Gas Models. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 4, p. 79-92, 2011.

KARAK, T.; BHAGAT, R. M.; BHATTACHARYYA, P. Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 15, p. 37–41, 2012.

KHAN, D.; KUMAR, A.; SAMADDER, R. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. **Waste Management**, v. 49, p. 15-25, mar. 2016.

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

KJELDSEN, P.; BARLAZ M. A.; ROOKER A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate : A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

LINDBERG, S. E., SOUTHWORH, G. R., BOGLE, M. A., BLASING, T. J., OWENS, J., ROY, K., ZHANG, H., KUIKEN, T., PRICE, J., REINHART, D., AND SFEIR, H.: Airborne emissions of mercury from municipal solid waste, 1: new measurements from six operating landfills in Florida. *Journal Air & Waste Management*, v. 55, n. 7, p. 859–869, 2005.

LÓPEZ, J. A. R., RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, J.; LÁZARO-MANCILLA, O.; CARREÓN-DIAZCONTI, C.; GARRIDO, M.M-L. Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: a case in México. *Waste Manage*, v. 28 (Suppl. 1), p. S33-S39, 2008.

MACIOSZCZYK, A.; DOBRZYNSKI, D. Hydrogeochemistry of Short Turn-over Time Zone, Polish Scientific Publishers. **PWN, Warsaw**, p. 322-324, 2002.

MADSEN, J. D.; CHAMBERS, P. A.; JAMES, W. F.; KOCH, E. W.; WESTLAKE, D. F. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, v. 444m p. 71-84, 2001.

MALGORZATA, M. **Analysis of the biogás composition for the optimization of production and operation in landfills of household waste**. 2005. Tese. Polônia: Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France e Jagiellonian University em Cracóvia, 2005.

MAVAKALA, B. K.; FAUCHEUR, S.; MULAJI, C. K.; LAFFITTLE, A.; DEVARAJAN, N.; BIEY, E. M.; GIULIANI, G.; OTAMONGA, J. P.; KABATUSUILA, P.; MPIANA, P. T.; POTÉ, J. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill : Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*, v. 55, p. 238–248, 2016.

MATTEI G.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, v. 12, n. 3, p. 247-255, jul./set. 2007.

MANZO A. C.; MEIA A.; ZAMPETTIA E.; BASSANIA C.; PACIUCCIA L.; MANETTI P. Top-down approach from satellite to terrestrial rover application for environmental monitoring of landfills. *Science of The Total Environment*, v. 584–585, p. 1333-1348, abr. 2017.

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 12, n. 3, p. 247–251, 2007.

MAVAKALA, B. K.; FAUCHEUR, L. E.; MULAJI, C. K.; LAFFITE, A.; DEVARAJAN, N.; BUEY, E. M.; GIULIANI, G.; OTAMONGA, J. P.; KABATUSUILA, P.; MPIANA, P. T.; POTÉ, J. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*, v. 55, p. 238–248, 2016.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design**. 1. ed. USA: Prentice-Hall, Inc., 1995.

MEP. MINISTRY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION OF THE PEOPLE'S REPUBLIC OF CHINA. **Water and wastewater monitoring and analysis methods**. 4 ed. China: Chinese Environmental Science Press, 2002.

MOODY, C. M.; TOWNSEND T. G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. **Waste Management**, v. 63, p. 267-274, mai. 2017.

MOURAD, M. RECYCLING, RECOVERING AND PREVENTING “FOOD WASTE”: COMPETING SOLUTIONS FOR FOOD SYSTEMS SUSTAINABILITY IN THE UNITED STATES AND FRANCE. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, v. 126, p. 491-477, JUL. 2016.

NOVELO, R. I. M.; BORDES, E. R. C.; RIANCHO, M. R. S.; FRANCO, C. A. Q.; VLEJOS, G. G.; CISNEROS, B. J. Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 25, n. 3, p. 133-145, 2009.

OLADIMEJI, M. O.; ABATA, E.; DAWODU, M. O; IPEAIYEDA, A. R. Effect of refuse dumps on the physicochemical properties of surface water, ground water and soil in Owo township, Ondo state, Nigeria. **Toxicol. Environ. Chem.**, v. 91, p. 979-987, 2010.

OLUYEMI, E. A.; MAKINDE, W.O.; OLADIPO, A.A. Potential groundwater contamination with toxic metals around refuse dumps in some parts of Lagos metropolis, Nigeria **Toxicol. Environ. Chem.**, v. 91, p. 933-940, 2009.

PELLERA, F.; PASPARAKIS, E.; GIDARAKOS, E. Consecutive anaerobic-aerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste and lignocellulosic materials in laboratory-scale. **Waste Management**, v. 56, p. 181-189, out. 2016.

PENDIAS A. K.; MUKHERJEE A. B. **Trace Elements from Soil to Human**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. 2007. 519 p.

PIPATTI, RIITTA; SHARMA, CHHEMENDRA; YAMADA, MASATO. Waste generation, composition and management data. In:_____. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. 2006.

PIVATO, A.; SANTE, M. D.; MORETTO, C. F. Risk assessment: A hindrance or a help to landfill management? **Waste Management**, v. 63, p. 1-2, mai. 2017.

POROWSKA, D. Determination of the origin of dissolved inorganic carbon in groundwater around a reclaimed landfill in Otwock using stable carbon isotopes. **Waste Management**, v. 39, p. 216–225, 2015.

PRESS, TERI; DELHI, New.. Management of municipal solid waste. **T.V. Ramachandra**. (2009), p. 412

RAGHAB, S. M.; MEGUID, A. M. A. E.; HEGAZI, H. A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. **HBRC Journal**, v. 9, n. 2, p. 187–192, 2013.

RICORDEL, C; DJELAL H. Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. **J. Environ. Chem. Eng.**, v.2, p. 1551-1557, 2014.

RENOU S.; GIVAUDAN; J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. LANDFILL LEACHATE TREATMENT: REVIEW AND OPPORTUNITY. **JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS**, v. 150, N. 3, P. 468-493, FEB. 2008.

ROSE, S.; LONG, A. Monitoring Dissolved Oxygen in Ground Water: Some Basic Considerations. **Groundwater Monitoring and Remediation**, p. 93–97, 1988.

SASAKY, F.; IZUMIYAMA F.; NISHIDATE E.; ISHIBASHI S.; TSUDA S.; MATSUSAKA N.; ASANO N.; SAOTOME K.; SOFUNI T.; HAYASHI M. DETECTION OF GENOTOXICITY OF POLLUTED SEA WATER USING SHELLFISH AND THE ALKALINE SINGLE-CELL GEL ELECTROPHORESIS (SCE) ASSAY: A PRELIMINARY STUDY. **MUTATION RESEARCH/GENETIC TOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL MUTAGENESIS**, v. 393, N. 1. P. 133-139, 1997.

SAMANTARA, M. K.; PADHI, R. K.; SOWMYA, M.; KUMARAN, P.; SATPATHY, K. K. Heavy metal contamination, major ion chemistry and appraisal of the groundwater status in coastal aquifer, Kalpakkam, Tamil Nadu, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 5, p. 49-58 set. 2017.

SEO, S.; ARAMAKI T.; HWANG, Y.; HANAKI, K. Environmental impact of solid waste treatment methods in Korea. **Journal Environ. Eng.**, v. 130, n. 1, p. 81-89, 2004.

SHAFIQUZZAMAN, M. D. Removal of manganese from groundwater using a biological arsenic removal ceramic filter. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 2, p. 1618-1627, 2017.

SIZIRICI, B.; TANSEL, B. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills : A case study. **Waste Management**, v. 38, p. 263–270, 2015.

STRASSER.S. Waste and Want. Holt Paperbacks, Washington, DC (1999)

STRINGFELLOW, W.; HERR, J.; LITTON, G.; BRUNELL, M.; BORGLIN, S.; HANLON, J.; CHEN, C.; GRAHAM, J.; BURKS, R.; DAHLGREN, R.; KENDALL, C.; BROWN, R.; QUINN, N.. Investigation of river eutrophication as part of a low dissolved oxygen total maximum daily load implementation. **Water Sci. Technol**, v. 59, n. 1, p. 9-14, 2009.

SUMATHI, V. R.; NATESAN, U.; SARKAR, C. GIS-based approach for optimized siting of municipal solid waste landfill waste landfill. **Waste Management**, v. 28, p. 2146–2160, 2008.

SUTHAR, S.; BISBNOI, P.; SINGH, S.; MUTIYAR, P. K; NEMA, A K; PATIL, N. S. Nitrate contamination in groundwater in some rural areas of Rajasthan, India. **Journal of Hazardous Materials**, v 171, p. 189-199, 2009.

THANH, N.P.; MATSUI Y.; FUJIWARA T. Assessment of plastic waste generation and its potential recycling of household solid waste in Can Tho City, Vietnam. **Environ Monit Assess**, n. 175, p. 23-35, 2011.

THORNEBY, L.; MATHIASSEN, L.; MÅRTENSSON, L.; HOGGLAND, W. The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. **Waste Management & Research**, v. 24, n. 2, p. 183-194, 2006.

TRAN, N.; DROGUI, P.; BLAIS, J. F.; MERCIER, G. Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 95, p. 16-25, jul. 2012.

TUNDISI, J. G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa, IIE, 2003. 248p.

UMAR, M.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S. Variability of Parameters Involved in Leachate Pollution Index and Determination of LPI from Four Landfills in Malaysia. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2010, 6 p., 2010.

UNESP. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. **Projeto piloto de conservação dos recursos de solo e água e irrigação coletiva nas microbacias hidrográficas dos córregos sucuri, Bacuri e Macumã em Palmeira d'Oeste – SP. Aproveitamento hidroagrícola no estado de São Paulo**. São Paulo, 2000.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States, Detailed Tables and Figures for 2010**. Washington, DC: EPA, 2010. Disponível em: <https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/pdf/msw_2010_factsheet.pdf> Acesso em 15/10/2017.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Lanfill gas emissions model (LandGEM): version 3.02 User's Guide**. Washington: EPA, 2005.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Energy Project Landfill Gas Utilization Software (E-PLUS) User's Manual**; EPA-30-B-97-006, 1997.

VALENT, F.; LITTLE D.; BERTOLLINI, R.; NEMER, L.E.; BARBONE, F.; TAMBURLI, NI G. Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe. **Lancet**, v. 363, n. 9426, p. 2032-2039, jun. 2004.

WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality - Health Criteria and Other Supporting Information**. 2 ed. Geneva: World Health Organization, 1996. 87p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/2edvol2p1.pdf>. Acesso em 29/11/2017.

WHO. **Water Safety Plans: Managing Drinking-water Quality from Catchment to Consumer**. Geneva: World Health Organization, Geneva, 2005. 235 p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsp170805.pdf>. Acesso em 29/11/2017.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10 (Suppl. 2), p. S2567-S2574, mai. 2017.

YECHIEL, A.; SHEVAH, Y.. Optimization of energy generation using landfill biogas. **Journal of Energy Storage**, v. 7, p. 93-98, ago. 2016.

YOUCAI, Z.; ZIYANG, L. Leachate Generation Processes and Property at Sanitary Landfill. In: 2017. **Pollution Control and Resource Recovery**. 1. ed. United Kingdom: BH, 2017. p. 93-145.

ZHAO, Y.; CHRISTENSEN, T. H.; LU, W.; WU, H.; WANG, H.. Environmental impact assessment of solid waste management in Beijing City. **Waste Management**, v. 31, n. 4, p. 793-799, abr. 2011.

ZHOU, H.; MENG, A; LONG, Y, LI, ZHANG, Y. An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: physical, chemical composition and heating value. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 36, p. 107-122, 2014.

ANEXO - Tabela

Tabela 1 - Distribuições t de Student - valores de $t_{\alpha,p}$ onde $P = P(t \geq t_{\alpha,p})$

P Y	0,10	0,05	0,025	0,01	0,005
1	3,078	6,314	12,706	31,821	63,657
2	1,886	2,920	4,303	6,965	9,925
3	1,638	2,353	3,182	4,541	5,841
4	1,533	2,132	2,776	3,747	4,604
5	1,476	2,015	2,571	3,365	4,032
6	1,440	1,943	2,447	3,143	3,707
7	1,415	1,895	2,365	2,998	3,499
8	1,397	1,860	2,306	2,896	3,355
9	1,383	1,833	2,262	2,896	3,355
10	1,372	1,812	2,228	2,821	3,250
11	1,363	1,796	2,201	2,764	3,169
12	1,356	1,782	2,179	2,718	3,106
13	1,350	1,771	2,160	2,681	3,055
14	1,345	1,761	2,160	2,650	3,012
15	1,341	1,753	2,131	2,624	2,977
16	1,337	1,746	2,120	2,583	2,921
17	1,333	1,740	2,110	2,567	2,898
18	1,330	1,734	2,101	2,552	2,878
19	1,328	1,729	2,093	2,539	2,861
20	1,325	1,725	2,086	2,528	2,845
21	1,323	1,721	2,080	2,518	2,831
22	1,321	1,717	2,074	2,508	2,819
23	1,319	1,714	2,069	2,500	2,807
24	1,318	1,711	1,064	2,492	2,797
25	1,316	1,708	2,060	2,485	2,787
26	1,315	1,706	2,056	2,479	2,779
27	1,314	1,703	2,052	2,473	2,771
28	1,313	1,701	2,048	2,467	2,763
29	1,311	1,699	2,045	2,62	2,756
30	1,310	1,697	2,042	2,457	2,750
50	1,299	1,676	2,009	2,403	2,678
80	1,292	1,664	1,990	2,374	2,639
120	1,289	1,657	1,980	2,351	2,618

∞	1,282	1,645	1,960	2,326	2,576
----------	-------	-------	-------	-------	-------
