

III-283 - INVESTIGAÇÃO DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA E TOXICIDADE COMO SUBSÍDIOS PARA AVALIAR O USO DO WETLAND COMO POLIMENTO AO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Caroline Mitai Marques Pereira⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) e Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Daniele Maia Bila⁽²⁾

D.Sc em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Prof. Adjunto no Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente e da FEN/UERJ, Coordenadora do Mestrado em Engenharia Ambiental da UERJ.

Camille Ferreira Mannarino

D.Sc em Saúde Pública e Meio Ambiente pela Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), Profa. Visitante no Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da FEN/UERJ.

João Alberto Ferreira⁽²⁾

D.Sc. em Saúde Pública pela ENSP - Fundação Oswaldo Cruz e M.Sc. em Engenharia Ambiental pelo Manhattan College, New York, USA. Professor Associado do Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – Faculdade de Engenharia - UERJ.

Endereço⁽¹⁾: Rua Itaporanga, 255, Vista Alegre- São Gonçalo – Rio de Janeiro - RJ - CEP: 24724-070 – Brasil- Tel: +55 (21) 8272-4917 - e-mail: carolmitai@hotmail.com

RESUMO

Os lixiviados de RSU são caracterizados pela alta concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos. Um dos grandes problemas enfrentados no tratamento de lixiviado é a conhecimento de suas características físico-químicas e biológicas. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a composição química, a recalcitrância, e a toxicidade do lixiviado bruto e tratado por processos de tratamento (físico-químico e biológico) oriundos do Aterro Metropolitano de Gramacho, localizado no município de Duque de Caxias, no estado do Rio de Janeiro. Os efluentes dos processos físico-químico e biológico foram investigados devido à necessidade de um conhecimento do afluente ao wetland que será estudado como uma alternativa de polimento ao efluente do PLA. Utilizar parâmetros coletivos não-específicos (parâmetros físico-químicos), parâmetros coletivos específicos (biodegradabilidade aeróbia, substâncias húmicas, proteínas, carboidratos, lipídeos) e ensaios ecotoxicológicos utilizando organismos-teste de diferentes níveis tróficos (*Danio rerio* e bactéria *Vibrio Fischeri*), visando investigar como a composição química influencia nas eficiências de remoção dos poluentes nos processos de tratamento de lixiviado. Os resultados mostraram maior biodegradabilidade aeróbia no efluente do processo físico-químico com percentuais variando de 7% a 35 %. Para o lixiviado em estudo, observou-se a redução da toxicidade após os processos físico-químico e biológico nos ensaios com *Danio rerio*. Para a bactéria *Vibrio fischeri* também se observou uma diminuição da toxicidade, porém as amostras ainda apresentam toxicidade. Dessa maneira, observou-se que são necessárias adoções de sistemas de tratamento que conjuguem processos físico-químicos atuando como pré ou pós-tratamento de processos biológicos. Sendo assim, os resultados obtidos mostram a importância deste tipo de caracterização, como fonte de subsídios para a seleção, projeto e avaliação de sistemas de tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, processo de lodos ativados, biodegradabilidade, recalcitrância, *Danio rerio* e *Vibrio Fischeri*.

INTRODUÇÃO

Segundo MDL (2007), os aterros sanitários são caracterizados como uma obra de engenharia, onde o aterramento dos resíduos evita a proliferação de vetores, risco à saúde e degradação ambiental. A área do aterro deve ser delimitada, e os resíduos depositados devem ser cobertos diariamente. Deve ser realizada a

drenagem de água pluvial, o controle de emissão de gases e tratamento do lixiviado, assim como um plano de fechamento de aterro.

Uma vez acondicionados em aterros, os resíduos sólidos dispostos de maneira incorreta podem comprometer a qualidade do solo, da água e do ar, por serem fontes de compostos orgânicos voláteis, e solventes, que se acumulam no subsolo ou são lançados na atmosfera. A percolação do lixiviado ocorre no aterro em funcionamento, mas também depois de sua desativação, pois os produtos orgânicos continuam o seu processo de degradação (GOUVEIA e PRADO, 2010).

Ainda que o aterro sanitário seja considerado uma das maneiras mais seguras de se dispor os resíduos, alguns problemas ambientais podem ser observados, entre eles, a formação do lixiviado. A geração de lixiviados constitui-se na principal preocupação quanto à degradação ambiental de áreas localizadas próximas ao local de disposição final, uma vez que o tratamento desses efluentes tem se mostrado um grande desafio, devido à sua complexa composição.

Os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macrocomponentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc.) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994 *apud* KJELDSEN *et al.*, 2002).

A composição química e microbiológica do lixiviado é bastante complexa e variável, uma vez que, além de depender das características dos resíduos depositados, é influenciada pelas condições ambientais, pela forma de operação do aterro e, principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior das células (EL FADEL *et al.*, 2002; KJELDSEN *et al.*, 2002).

A literatura relata que os resíduos dispostos em aterros submetem-se a, pelo menos, quatro fases de decomposição, (1) uma fase inicial de aeróbia, (2) uma fase ácida anaeróbia, (3) uma fase inicial metanogênica, e (4) uma fase metanogênica estável (CHRISTENSEN E KJELDSEN, 1995). Recentemente, uma fase adicional aeróbia ou húmica de decomposição foi proposta (CHRISTENSEN E KJELDSEN, 1995; BOZKURT *et al.*, 2000).

Dentro deste contexto, a coleta e a captação otimizada, em conjunto com o tratamento do lixiviado de RSU, se fazem extremamente necessários, uma vez que se trata de um líquido altamente tóxico para o meio ambiente, sobretudo para os ambientes aquáticos e biodiversidade local.

Outra questão importante é que o lixiviado, mesmo quando adequadamente tratado, pode apresentar níveis residuais de substâncias orgânicas e inorgânicas aos quais podem estar associados a outras substâncias que podem conferir toxicidade às mesmas, e que quando lançadas em corpos receptores podem causar vários danos aos organismos expostos. Assim, a incorporação da avaliação da toxicidade dos lixiviados de RSU é de grande importância na proteção dos ambientes aquáticos.

Dessa forma, foi avaliada a composição química, a recalcitrância e a toxicidade do lixiviado bruto e dos efluentes após os processos físico-químico e o biológico (Processo de lodos ativados), como forma de verificar se os limites exigidos pelas legislações para lançamento de efluentes constituem por si só, uma ferramenta eficaz para a proteção do meio ambiente e da vida aquática, não conferindo ecotoxicidade aos organismos. A caracterização da composição química foi realizada pela determinação dos parâmetros físico-químicos (coletivos não específicos) em conjunto com os parâmetros coletivos (biodegradabilidade aeróbia, substâncias húmicas, carboidratos, lipídeos e proteínas). A toxicidade aguda foi determinada com os organismos teste *Danio rerio* e a *Vibrio fischeri*.

MATERIAIS E MÉTODOS

As metodologias empregadas na caracterização físico-química das amostras foram desenvolvidas de acordo com o APHA, AWWA, WEF (APHA, 2005). A Tabela 1 apresenta os parâmetros físico-químicos utilizados com as respectivas metodologias empregadas.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização das amostras e suas respectivas metodologias descritas no APHA, AWWA, WEF (APHA, 2005).

Parâmetros físico-químicos	Métodos
pH	Método 4500 –H ⁺ B
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	Método 5310 B
Condutividade (mS cm ⁻¹)	Método 2510 B
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	Método 2320 B
Série sólidos ¹ (mg L ⁻¹)	Métodos 2540 B, 2540 C, 2540 D, 2540 E, 2540 F2540 G,
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	Método 5220 D
Fósforo Total (mg/L)	Método 4500 – P E
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ L ⁻¹)	Método 4500-NH ₃ D
Nitrogênio orgânico total (mg L ⁻¹)	Método 4500-N _{org} B
Turbidez (NTU)	Método 2130 B
Cor verdadeira e aparente (UC)	Método 2120 D

¹Série sólidos: Sólidos Totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos suspensos totais (SST), sólidos voláteis fixos (SVF), sólidos sedimentáveis (SD), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos Fixos (SSF), Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDF).

A toxicidade aguda foi realizada com o peixe *Danio rerio* conforme norma da ABNT (2004). Foram determinados valores de CL₅₀ (48h). Os ensaios de toxicidade aguda com a bactéria, *Vibrio fischeri* foram realizados conforme metodologia descrita em ABNT (2006) e foram determinados valores de CE₅₀.

Também foram utilizados parâmetros coletivos específicos para avaliar a composição química e a recalcitrância do lixiviado: a biodegradabilidade aeróbia, segundo o método de Zahn-Wellens; substâncias húmicas pelo método de Lowry modificado. Os carboidratos foram determinados segundo o método descrito em Dubois *et al.*, (1956). A determinação de lipídeos foi realizada segundo o método descrito em Postman and Stroes (1968) e as proteínas, segundo o método de Lowry (1951).

RESULTADOS

Para o melhor conhecimento dos efluentes após os processos físico-químico e biológico, foi realizada a caracterização físico-química das amostras, durante os meses de agosto de 2011 a janeiro de 2013. Os intervalos de variação dos parâmetros físico-químicos estão apresentados na Tabela 2.

Os altos valores de cor verdadeira no lixiviado bruto podem estar relacionados a presença de altas concentrações de substâncias húmicas. A pequena diferença entre os valores de cor aparente e cor verdadeira indicam que a cor do lixiviado bruto está associada a substâncias dissolvidas, afirmação essa reforçada pela relativa baixa concentração de SST e presença significativa de substâncias húmicas.

Observa-se uma alta concentração de matéria orgânica em termo do parâmetro DQO ao longo de todo período de monitoramento. A baixa relação DBO₅/DQO determinada para os três efluentes indica a baixa biodegradabilidade aeróbia desse lixiviado. No caso do lixiviado bruto (0,04 a 0,14), confirma um estado avançado de estabilização. A baixa relação DBO₅/DQO do lixiviado afluente ao processo biológico (0,05-0,09) preocupa pela baixa quantidade de alimento (material orgânico biodegradável) que mantém a biomassa do processo biológico, devido a isso, uma fonte de carbono é adicionada. Além da baixa concentração de substâncias biodegradáveis, compostos tóxicos podem inibir o processo biológico.

A baixa relação DBO₅/DQO reforça a hipótese de que a parcela da DQO não classificada como proteínas, substâncias húmicas, carboidratos e lipídeos, presente em todas as frações do lixiviado apresenta natureza

refratária. Tais resultados sugerem que lixiviados com estas características demandam sistemas de tratamento que conjuguem processos físico-químicos atuando como pré ou pós-tratamento aos processos biológicos.

Tabela 2. Caracterização físico-química dos lixiviados bruto, efluentes dos processos físico-químico e biológico no período de agosto de 2011 a janeiro de 2013.

Parâmetros	Lixiviado Bruto (N*=15)		Efluente do processo físico-químico (N*=15)		Efluente do PLA (N*=15)	
	Intervalo de Variação	Mediana	Intervalo de Variação	Mediana	Intervalo de Variação	Mediana
DQO (mg L ⁻¹)	2248 - 4031	2926	1607 - 2646	1820	984 - 2115	1553
COT (mg L ⁻¹)	544 - 1486	1129	399 - 711	551	171 - 580	398
DQO/COT	1,5 - 5,0	3	2,8 - 5,8	3,5	2,9 - 9,1	3,6
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	1115 - 2017	1536	257 - 1691	923	38 - 457	157
N _{Total} -Orgânico (mg L ⁻¹)	958 - 3809	1642	339 - 1552	998	62 - 443	182
DBO ₅ * (mg L ⁻¹)	50 - 482	158	123 - 224	135	24 - 118	61
DBO ₅ */DQO	0,04 - 0,14	0,06	0,05 - 0,09	0,06	0,01 - 0,06	0,03
Carboidratos (mgL ⁻¹)	86 - 161	141	34 - 72	50	104 - 1795	481
Fósforo (mgL ⁻¹)	3 - 15	8	0,1 - 0,3	0,2	0,1 - 12	1,6
Lipídeos (mgL ⁻¹)	20 - 93	51	11 - 46	30	20 - 81	30,5
Cloreto (mg L ⁻¹)	3622 - 4711	4026	4118 - 5410	4666	3377 - 4590	4270
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	5875 - 9353	7578	3049 - 8804	5505	26 - 7665	265
Condutividade (mS cm ⁻²)	9 - 26	18	9 - 23	10	9 - 21	9,5
Cor Aparente (UC)	4920 - 13750	7050	100 - 2000	805	1140 - 1980	1730
Cor Verdadeira (UC)	4640 - 9200	6385	120 - 1100	730	680 - 1840	1545
pH	8 - 9,5	9	9 - 14	12	5 - 8,4	7
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	73 - 277	152	33 - 270	105	57 - 170	107

* Para o parâmetro DBO₅ o N foi igual a 5.

A caracterização por parâmetros coletivos não-específicos se mostrou equivalente em ambos os períodos avaliados, o lixiviado em estudo apresentou parâmetros de caracterização que indicaram estágio próximo a estabilização. Os parâmetros que embasam esta condição foram a concentração o COT entre 1.002 e 1.654 mg L⁻¹, elevada concentração de nitrogênio amoniacal (mediana próxima a 1.285 mg L⁻¹) e baixa relação DBO/DQ. A baixa biodegradabilidade desse lixiviado também é confirmada pelos valores obtidos no ensaio de biodegradabilidade aeróbia apresentados na Tabela 3. Considerou-se o valor da biodegradabilidade máxima no 21º dia do ensaio com base nos resultados do parâmetro DQO obtidos do monitoramento do processo de biodegradação do lixiviado até a sua estabilização. Pelos resultados, observou-se em todos os ensaios uma moderada elevação da DQO solúvel a partir de certo tempo de incubação, que pode ser atribuída, principalmente, à produção de Produtos Microbianos Solúveis (SMP) associados ao mecanismo de decaimento endógeno e lise celular. Para o lixiviado bruto, sob condições ótimas em escala de laboratório, a lise celular ocorreu próximo ao 21º dia de incubação. Este fenômeno inicia quando há baixa relação alimento/microrganismo (A/M), ocasionada pela limitação de substrato devido ao aumento da biomassa ativa na degradação.

Tabela 3. Percentual de biodegradabilidade aeróbia no lixiviado bruto, efluentes dos processos físico-químico e biológico no 21º dia de incubação.

Biodegradabilidade Aeróbia (%)			
Ensaio	Lixiviado bruto	Efluente do processo físico-químico	Efluente PLA
1	0	0	0
2	0	35	0
3	0	7	19
4	0	31	0
5	0	31	0

O efluente do processo físico-químico apresentou uma maior biodegradabilidade, esse resultado fica evidente ao compararmos os valores de biodegradabilidade oriundos dos processos de tratamento investigados. A biodegradabilidade é praticamente nula no lixiviado bruto. Após o processo físico-químico, a biodegradabilidade aumenta significativamente, mostrando uma maior disponibilidade de compostos biodegradáveis, que seguem para o PLA servindo de substrato para a biomassa. De acordo com a literatura, podemos atribuir esse aumento da biodegradabilidade no efluente do PLA à remoção de compostos que por sua vez se encontram complexados à substâncias recalcitrantes, como é o caso das substâncias húmicas, pelos coagulantes utilizados no processo físico-químico, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4. Tabela de caracterização com parâmetros coletivos específicos do lixiviado bruto, efluentes dos processos físico-químico e biológico

Parâmetros	Lixiviado Bruto (N*=5)		Efluente do processo físico-químico (N*=5)		Efluente do PLA (N*=5)	
	Intervalo de Variação	Mediana	Intervalo de Variação	Mediana	Intervalo de Variação	Mediana
Carboidratos (mg L⁻¹)	86 - 161	141	34 - 72	50	104 - 1795	481
Lipídeos (mg L⁻¹)	20 - 93	51	11 - 46	30	20 - 81	30
Proteínas (mg L⁻¹)	2050 - 2506	2291	561 - 733	647	363 - 456	430
Substâncias Húmicas (mg L⁻¹)	2093 - 2522	2287	663 - 815	747	423 - 583	533

Os resultados obtidos na Tabela 4 mostram que os valores encontrados para carboidratos são baixos no lixiviado bruto e no efluente do processo físico-químico, porém, após o processo biológico observou-se um incremento nesses valores. A baixa concentração de carboidratos em relação aos demais compostos no lixiviado bruto e efluente do PLA pode ser explicada pelo fato de que estes compostos são facilmente biodegradados pela série enzimática dos microrganismos aeróbios e anaeróbios. Porém, no efluente PLA a alta concentração de carboidratos pode estar relacionada à produção de SMP (Produtos Microbianos Solúveis), que por sua vez são gerados em resposta a condições de stress ambiental tais como mudanças extremas de cargas orgânicas inesperadas, como acontece no tratamento por PLA. De acordo com a literatura, também está relacionado com a liberação de materiais orgânicos por parte das bactérias contidas no lodo do PLA quando há escassez de alimento.

Foi observada (Tabela 4) uma considerável remoção de SH no lixiviado após o processo físico-químico. A remoção foi significativa ao se analisar a ETE e seus processos de tratamento. Segundo Christensen (2002), a sorção e a precipitação ocorridos no processo físico-químico são importantes para a imobilização de metais e a subsequente baixa de concentração de SH coloidais em lixiviados, já que essas substâncias se encontram, muitas vezes, complexadas com metais.

Os resultados dos ensaios de toxicidade com *Danio rerio* e *Vibrio Fischeri* estão apresentados nas Tabelas 5 e 6, respectivamente. Alta toxicidade foi observada no lixiviado bruto e efluente do processo físico-químico para os dois organismos-teste. Após o tratamento biológico houve uma grande redução da toxicidade. A toxicidade do lixiviado tem sido pouco correlacionada com a concentração de nitrogênio amoniacal. De acordo com Silva

(2002) não se pode atribuir à amônia, isoladamente, a causa da toxicidade no lixiviado. Segundo Clemént et al. (1995), o lixiviado pode conter substâncias de alta massa molecular, como, por exemplo, as SH que poderiam interagir com íons presentes no lixiviado (inclusive o íon amônio), alterando o equilíbrio iônico da fase líquida, com consequente efeito na toxicidade.

Observou-se uma diminuição significativa após o processo biológico, tendo o seu valor de FT igual a 8, o que se enquadra no limite da Legislação do Estado do RJ - NT 213 R. 04 (INEA, 1990), igual a 8 para *Danio rerio*. Apesar dos valores de FT serem mais baixos quando comparados com os outros processos da ETE Gramacho, o efluente do processo biológico ainda se apresenta tóxico para peixes e apresenta efeito observado na inibição da luminescência em bactérias.

Tabela 5. Valores da CL₅₀ e FT obtidos nos ensaios com *Danio rerio*.

<i>Danio rerio</i>					
Lixiviado Bruto		Efluente do processo físico-químico		Efluente PLA	
CL ₅₀	FT	CL ₅₀	FT	CL ₅₀	FT
2,19	62,5	1,13	125	17,52	8
2,23	62,5	4,38	32	17,68	8
2,08	62,5	6,25	125	14,40	8

Tabela 6. Valores da CE₅₀ e FT obtidos nos ensaios com *Vibrio fischeri*

<i>Vibrio fischeri</i>					
Lixiviado Bruto		Efluente do processo físico-químico		Efluente PLA	
CE ₅₀	FT	CE ₅₀	FT	CE ₅₀	FT
11,74	8	21,93	4	46,86	2
14,83	7	7,26	14	53,62	1
12,45	8	18,68	5	46,23	2

CONCLUSÕES

O lixiviado bruto apresenta uma alta toxicidade, para ambos organismos-teste (*Vibrio fischeri* e *Danio rerio*). O efluente do processo físico-químico, assim como o lixiviado bruto, também apresentou alta toxicidade, enquanto que o efluente do tratamento biológico teve sua toxicidade reduzida, porém ainda se apresentou tóxico. Constatando que os compostos tóxicos não foram removidos pelo processo físico-químico, mas o tratamento biológico reduziu consideravelmente a toxicidade, apesar de alguns parâmetros físico-químicos não sofrerem altas reduções.

O lixiviado bruto apresentou uma maior biodegradabilidade no 21º dia após o processo físico-químico, o que pode ser atribuído à retirada de substâncias recalcitrantes e tóxicas, que por sua vez, formam complexos de difícil degradação bacteriana.

As SH do lixiviado atingiram remoções significativas, principalmente após o Processo físico-químico (coagulação/floculação), o que pode ser atribuído à remoção de materiais coloidais que estariam às SH complexadas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FINEP, ao CNPq, e à FAPERJ pelo apoio financeiro e à Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro – COMLURB. Esse trabalho foi desenvolvido no escopo de um projeto de pesquisa sobre sistemas de tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21 st Ed. American Public Health Association, Washington, D. C. 2005.
2. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 10004 Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro. 2004. 71 p.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 15088. *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda: Método de ensaio com peixes*. Rio de Janeiro. 2006. 19p.
4. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 15411-3. *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda: Método de ensaio com bactéria luminescente (Vibrio fischeri)*. Rio de Janeiro. 2006. 18p
5. BALDISSEROTTO, B. Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura. Santa Maria: Ed. UFSM, 2002. 212p.
6. BOZKURT, S., Moreno, L., and Neretnieks, I., Long-Term Processes in Waste Deposits, *Sci. Total Environ.*, 250, 101, 2000.
7. CHRISTENSEN, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L., and Holm, P.E., Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 24, 119, 1994.
8. CLEMENT, B. and Merlin, G., The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed, *Sci. Total Environ.*, 70, 71, 1995.
9. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução 430*. Ministério do Meio Ambiente, 2011
10. DUBOIS, M.; GILLES, K.; HAMILTON, J.; REBERS, P.; SMITH, F. (1956). Colorimetric methods for determination of sugar and related substances. *Anal. Chem.*, 28, 350-356.
11. FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA – FATMA. *Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências*. In: Portaria nº 017/02, Santa Catarina. FATMA, 2002.
12. GOUVEIA, N.; Prado, R.R. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. *Revista de Saúde Pública*, vol. 5, Nº 44, 859-866, 2010.
13. HILLABY, B.A., AND D.J. RANDALL. 1979. Acute ammonia toxicity and ammonia excretion in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 36: 621-629.
14. INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. *Norma Técnica 213 R.04. Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais*. Rio de Janeiro, 1990
15. LOWRY, O.H.; ROSENBROUGH, N.J.; FARR, R.J. Protein measurement with Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, v.193, p.265-275, 1951.
16. KJELDSSEN P.I.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, p.297-336, 2002.
17. MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Redução de emissões na disposição final. Ministério do Meio Ambiente e Ministério das Cidades. 2007.
18. POSTMAN, T.; STROES, A.P. *Lipid Screening in Clinical Chemistry*. *Clinica Chimica Acta*, v.22, p.569-578, 1968.
19. QASIM, S.R.; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. *Lancaster: Technomic*, 1994.
20. SILVA, A.C., TRATAMENTO DO PERCOLADO DE ATERRO SANITARIO E AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO. Rio de Janeiro. COPPE/UFR, 2002.