UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

BARBARA ROVETA TERRA
LUIZA AZEVEDO SOUZA

UTILIZAÇÃO DE ESCÓRIA DE ACIARIA NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA DE POLIMENTO APLICADA NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

VITÓRIA
2017

BARBARA ROVETA TERRA
LUIZA AZEVEDO SOUZA

UTILIZAÇÃO DE ESCÓRIA DE ACIARIA NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA DE POLIMENTO APLICADA NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Projeto de Graduação II apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito para obtenção de grau de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves
Co-orientador: Ana Carolina de Oliveira Dieguez

VITÓRIA
2017

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Deus por ter sido fonte de força e fé durante a nossa caminhada;

Aos nossos pais, Alexandre e Rosa, Carlos Augusto e Neucimar, pelo carinho e dedicação de uma vida toda e, por estarem ao nosso lado durante a execução do projeto nos amparando e nos dando condições para seguir em frente;

Aos nossos irmãos, Filipe e Carolina, por acreditarem no nosso potencial, mais do que nós mesmas;

Ao nosso professor orientador, Ricardo Franci, pela confiança depositada em nós e por todos os valiosos conselhos e ensinamentos;

A nossa co-orientadora Ana Carolina Dieguez, pelo apoio que nos deu durante o projeto;

À Edumar Coelho e Diego Magalhães, por aceitarem o convite para participar desta banca examinadora;

Ao Alexandre, Roberto, Beto, Leandro e Filipe, por terem colocado a mão na massa e ter nos ajudado a realizar o que parecia impossível: colocar a planta piloto em funcionamento;

À toda equipe do Núcleo Água, pela empatia e por terem nos ajudado e compartilhado conosco conhecimento, todas as vezes que precisamos;

À toda equipe do Labsan, em especial ao Paulo Wagner Antunes, por nos receberam de braços abertos, pela paciência e por todos os ensinamentos;

Aos queridos amigos da UFES, pelo companheirismo durante toda a trajetória do curso;

À CTRVV pelo auxílio ao projeto;

À toda equipe da ArcelorMittal Tubarão, por terem acreditado no nosso potencial e ter nos dado a oportunidade de executar este projeto e, por terem compartilhado com a gente todo o conhecimento necessário para o desenvolvimento da pesquisa.

RESUMO

Os resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários dão origem a um efluente com alto potencial poluidor denominado lixiviado (CHRISTENSEN *et al*., 2001; KULIKOWSKA *et al*., 2008). A escória de aciaria, material advindo da produção do aço e gerado em grande volume (IABR, 2014), pode ser aplicado no tratamento de efluentes através de sistemas de filtração, pois apresenta capacidade de auxiliar na remoção de matéria orgânica biodegradável, nutrientes e microrganismos, contudo, apresenta capacidade de elevar o pH dos efluentes a serem tratados (BARCA *et al*., 2014; BLANCO *et al*., 2015; SMYTH *et al*., 2002; STIMSON *et al*., 2009;). Desta forma, este projeto tem como objetivo avaliar a aplicação da escória de aciaria em um sistema de filtração para o pós-tratamento do efluente de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com a finalidade de avaliar a influência do sistema nos parâmetros: pH, alcalinidade, cor, turbidez, matéria orgânica, sólidos, coliformes totais e *E. coli*, através da construção e operação de uma planta piloto nos Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) de: 24, 36 e 48 horas. O sistema apresentou influência nos parâmetros pH e alcalinidade, aumentando o primeiro e reduzindo o último. Também reduziu os valores encontrados na quantificação de coliformes totais em 99,7% e de *E. coli* em 99,9%, no TDH de 48 horas, o que acredita-se estar relacionado com o a elevação do pH. Além disso, o pós-tratamento estudado removeu, de forma satisfatória, a turbidez do efluente, uma vez que, em todos os TDH, a eficiência de redução foi superior a 45%. Contudo, devido às características da matéria dissolvida no efluente, composta por uma maior fração inorgânica e uma menor fração orgânica não biodegradável, o filtro não foi capaz de alterar de forma significativa a cor, os sólidos totais, os sólidos dissolvidos, a DQO e a DBO_5 do efluente em estudo.

Palavras chave: escória de aciaria, lixiviado de aterro sanitário, tratamento de efluente, filtração.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estação de tratamento de lixiviado do aterro em estudo – 1 - Lagoa de equalização; 2 e 3 - Lagoas estacionárias; 4 - Lagoa aerada; 5 - Lagoa anóxica; 6 - Lagoa de polimento. 34

Figura 2 – Escória de aciaria utilizada como meio filtrante. a) Granulometria=19 – 32 mm, b) Granulometria=32 – 75 mm. 35

Figura 3 – Caixa d'água estoque e caixa d'água acoplada ao sistema. 36

Figura 4 – Regulador de vazão. 36

Figura 5 – Sistema de filtração. 37

Figura 6 – Tubos de PVC preenchidos com escória de aciaria (filtros). 37

Figura 7 - Amostras coletadas para realização de análises físico-químicas. 39

Figura 8 – Amostras coletadas para realização de análises microbiológicas. 39

Figura 9 – Resultados das análises de pH para diferentes TDH. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas. 43

Figura 10 – Resultados das análises de alcalinidade para diferentes TDH. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas. 46

Figura 11 – Resultados das análises de turbidez. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas. 49

Figura 12 – Comparação do efluente de entrada com o da saída 5 do filtro. 50

Figura 13 – Resultados das análises de cor real. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas. 52

Figura 14 – Amostras Filtradas. 53

Figura 15 – Resultados das análises de cor aparente. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas. 54

Figura 16 – Resultados das análises de Sólidos Totais. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas. 56

Figura 17 – Resultados das análises de Sólidos Voláteis Totais. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas. 57

Figura 18 – Resultados da análises de Sólidos Dissolvidos. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas..... 59

Figura 19 – Sólidos Totais e Sólidos Dissolvidos do Filtro 3 – A direita: amostra após 24 horas na estufa a 100º C (ST); A esquerda: amostra filtrada após 24 horas na estufa a 100º C (SD). 59

Figura 20 – Resultados encontrados para análise de DQO. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas..... 61

Figura 21 – Resultados encontrados para análises de DBO5. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas..... 63

Figura 22 – Sais presentes na análise de DQO. 64

Figura 23 – Resultados das análises de coliforme total. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas..... 66

Figura 24 – Resultados das análises de E. coli a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas. 67

Figura 25 – Resultados da quantificação de Coliformes totais e E. coli no TDH de 48 horas. 68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Cor do lixiviado de aterro sanitário bruto. 15

Tabela 2 – Composição físico-química do lixiviado em função da idade do aterro. 16

Tabela 3 – Padrões de lançamento estabelecidos para os cursos d'água. 21

Tabela 4 – Composição química de referência da escória de aciaria. 26

Tabela 5 – Caracterização do lixiviado bruto 33

Tabela 6 – Características dos filtros. 35

Tabela 7 – Vazão x TDH. 38

Tabela 8 – Resumo de metodologia de análises físico-químicas. 40

Tabela 9 – Valores de pH encontrados na literatura. 44

Tabela 10 – Resultados encontrados para cada classificação de alcalinidade. 47

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 10
2 OBJETIVOS 12
2.1 OBJETIVO GERAL 12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 12
3 REVISÃO DE LITERATURA 12
3.1 PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL..12
3.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO..... 14
3.2.1 Características quantitativas e qualitativas 14
3.2.2 Manejo e tratamento 16
3.2.3 Legislação aplicada 19
3.3 A INDÚSTRIA DO AÇO 22
3.3.1 A produção do aço.....22
3.3.2 Gestão e gerenciamento resíduos e coprodutos 23
3.3.3 A escória de aciaria 25
3.4 FILTRAÇÃO EMPREGADA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES 28
3.4.1 Princípios de funcionamento 28
3.4.2 Aplicados ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário 29
3.4.3 Filtros de escória de aciaria 31
4 METODOLOGIA 32
4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL DA PESQUISA 32
4.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO..... 33
4.3 ETAPAS EXPERIMENTAIS 35
4.3.1 Planta piloto 35
4.3.2 Coleta de amostras.....38

4.3.3 Análises laboratoriais.....39
4.4 ANÁLISE DOS RESULTADOS 41
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 41
5.1 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS PH E ALCALINIDADE..... 42
5.2 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS TURBIDEZ E COR.....48
5.3 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NO PARÂMETRO SÓLIDOS 55
5.4 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS DQO E DBO_5... 60
5.5 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS COLIFORMES E *E. COLI* 64
6 CONCLUSÃO 69
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 71

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que estabelece a disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários somente quando esgotadas todas as suas possibilidades de uso (BRASIL, 2010), entrou em vigor em 2010, mas, ainda assim, o percentual de resíduos encaminhados para aterros permanece praticamente inalterado, ficando em torno de 57,6%, em 2010 e, 58,4%, em 2016 (ABRELPE, 2016; ABRELPE, 2014). Em 2016, a geração de RSU no país foi de aproximadamente 214.405 toneladas por dia. Diante do exposto, sabe-se que o Brasil carece de aplicação prática em vários pontos da PNRS, sobretudo aqueles voltados à gestão destes resíduos, que se mantém gerados em patamares elevados (ABRELPE, 2016).

Através de uma combinação de processos físico-químicos e biológicos, os resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários dão origem a um efluente com alto potencial poluidor denominado lixiviado (CHRISTENSEN *et al*., 2001; KULIKOWSKA *et al*., 2008). Mais precisamente, o lixiviado é um composto orgânico e mineral solúvel formado quando a água percola as camadas de resíduos arrastando consigo uma série de contaminantes (FOO & HAMEED, 2009). A composição do lixiviado é complexa, formada por matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos xenobióticos, macrocomponentes inorgânicos e metais pesados potencialmente tóxicos (CHRISTENSEN *et al*., 2001). Bactérias como coliformes, incluindo a *E. coli*, também podem ser encontrados na composição do lixiviado (EL KADIRI *et al*., 2015; MATEJCZYK *et al*., 2010; THREEDEACH *et al*., 2012).

Além da formação de lixiviado, a elevada geração de resíduos sólidos impacta também alguns setores da indústria. No setor siderúrgico brasileiro, para cada tonelada de aço produzido em 2015, foram gerados 594 Kg de resíduos, totalizando 19,8 milhões de toneladas no ano. Desse total, 88% foram reaproveitados devido ao valor econômico agregado, visto a possibilidade de aplicação destes resíduos como alternativa à substituição de diversos agregados

naturais (ABM, 2009; IABR, 2016). Contudo, tendo em vista o expressivo volume de geração destes resíduos, as alternativas de sua utilização ainda são insuficientes para dar destino nobre a uma parcela do volume gerado, acarretando em acúmulo de parte destes materiais em pátios nas usinas siderúrgicas.

A escória de aciaria, também conhecida como escória LD, material granular advindo do processo de transformação de gusa em aço, representou 28% dos resíduos gerados pela indústria siderúrgica brasileira em 2015 (IABR, 2016). Grande parte deste coproduto da produção do aço pode ser reaproveitada e suas principais aplicações, após processamento, são a pavimentação rodoviária, lastro ferroviário e material para enchimento (ABM, 2008).

Este material também pode ser aplicado no tratamento de efluentes através de sistemas de filtração. A filtração ocorre de fato no leito filtrante dos filtros, composto de materiais granulares (DI BERNARDO, 2005; VIANNA, 2002). A escória de aciaria apresenta capacidade de auxiliar na remoção de matéria orgânica biodegradável, nutrientes e microrganismos, contudo, apresenta capacidade de elevar o pH destes efluentes a serem tratados (BARCA *et al*., 2014; BLANCO *et al*., 2015; SMYTH *et al*., 2002; STIMSON *et al*.,2009;).

Desta forma, este projeto tem como objetivo estudar a aplicação da escória de aciaria em um sistema de filtração para o pós-tratamento do efluente de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, a fim de avaliar a influência do sistema nos parâmetros: pH, alcalinidade, cor, turbidez, matéria orgânica, sólidos, coliformes e *E. coli*, através da construção e operação de uma planta piloto que simulou o comportamento de um filtro lento descendente, variando-se os tempos de detenção do efluente nesta planta.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar um sistema de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário proveniente de lagoa de polimento através de um filtro lento descendente preenchido com escória de aciaria.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a influência de diferentes tempos de detenção hidráulica, no filtro com escória de aciaria, sobre o pH e a alcalinidade do efluente tratado;
- Determinar a redução dos parâmetros físico-químicos no efluente do filtro com escória de aciaria submetido a diferentes tempos de detenção hidráulica;
- Determinar a redução de coliformes totais e *E. coli* no efluente do filtro com escória de aciaria submetido e diferentes tempos de detenção hidráulica.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

O desenvolvimento tecnológico, o crescimento industrial, o acelerado processo de urbanização e o crescimento populacional somado às mudanças de hábitos de consumo acarretam diversos problemas ambientais. O incentivo à troca e o investimento em produtos descartáveis, levaram a um aumento significativo da geração de resíduos sólidos (FRÉSCA, 2007).

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são:

> Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, 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 de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p. 1).

Ainda, segundo a NBR 10004, os resíduos sólidos são classificados de acordo com os riscos que podem oferecer ao meio ambiente. A norma os agrupa em classes de acordo com sua periculosidade: a classe I engloba os resíduos perigosos e a classe II engloba os resíduos não perigosos. A segunda classe, por sua vez, é dividida em A e B, sendo A o grupo de resíduos não inertes e o B o grupo de resíduos inertes (ABNT, 2004).

Em 2010 foi criada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que, de acordo com a Lei Federal 12.305/10 e o Decreto 7.404/10, dispõe sobre princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo os perigosos. Além disso, determina as responsabilidades dos geradores e do poder público, e os instrumentos econômicos aplicáveis.

A PNRS tem como princípios a não geração, a redução, a reutilização e reciclagem e o tratamento dos resíduos sólidos, para que em último caso seja realizada a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. A política dispõe ainda sobre instrumentos tais como: planos de resíduos sólidos; coleta seletiva; logística reversa; acordos setoriais; educação ambiental; incentivos fiscais, financeiros e creditícios; sistemas de informações ambientais; licenciamento ambiental (BRASIL 2010).

Os aterros sanitários são locais de disposição final de rejeitos. Devem ser impermeabilizados e seu solo é preparado para evitar a contaminação de lençóis freáticos. Nestes há a capitação do lixiviado de aterro sanitário, comumente chamado de chorume, que resulta da degradação do lixo e, ainda, podem contar com a queima do metano para gerar energia (BRASIL 2010; ABDI 2013).

Somente rejeitos podem ser encaminhados aos aterros sanitários. Os rejeitos são os materiais restantes depois de esgotadas todas as possibilidades de reuso e reciclagem dos resíduos sólidos. Apenas 10% dos resíduos sólidos são rejeitos, a maior parte corresponde ou a matéria orgânica, que pode ser reaproveitada em compostagem sendo transformada em adubo, ou a materiais recicláveis, que devem ser devidamente separados por meio da coleta seletiva (BRASIL 2010; ABDI 2013).

No Brasil, a geração total de Resíduos Sólidos Urbanos em 2016 foi de aproximadamente 214.405 toneladas por dia (ABRELPE, 2016). Ainda que a PNRS tenha entrado em vigor em 2010, o país carece de aplicação prática em vários pontos da lei: a geração de resíduos se mantém em patamares elevados, a reciclagem patina, a logística reversa não mostrou a que veio e muitos municípios ainda executam destinação inadequada (ABRELPE, 2016).

3.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

3.2.1 Características quantitativas e qualitativas

Os resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários através de uma combinação de processos físico-químicos e biológicos dão origem a um efluente com alto potencial poluidor denominado lixiviado (CHRISTENSEN *et al*., 2001; KULIKOWSKA & KLIMIUK, 2007). Mais precisamente, o lixiviado é um composto orgânico e mineral solúvel formado quando a água percola as camadas de resíduos e arrasta consigo uma série de contaminantes (FOO & HAMEED, 2009).

A composição físico-química do lixiviado varia consideravelmente de um aterro para outro, pois sua formação está associada a diversos fatores. Entre esses destacam-se a composição dos resíduos, as condições ambientais da região (climáticas e geológicas), e ainda as características do aterro, sendo a idade um fator fundamental (CHRISTENSEN *et al*., 2001; RENOU *et al*., 2007).

Porém, independentemente das alterações na concentração, a complexa composição do lixiviado pode ser categorizada com base em quatro grandes

grupos: matéria orgânica dissolvida (formada especialmente por metano, ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos), compostos orgânicos xenobióticos (sendo esses hidrocarbonetos aromáticos, compostos de natureza fenólica e compostos organoclorados alifáticos), macrocomponentes inorgânicos (destaque para Ca, Mg, Na, K, NH^{4+}, Fe, Mn, Cl, SO_4^{2-} e HCO_3^-) e metais potencialmente tóxicos (como Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn) (CHRISTENSEN *et al*., 2001).

A decomposição de vegetais ou restos de madeira nos aterros sanitários contribui para a presença destes compostos húmicos, dificilmente degradáveis, no lixiviado de aterros sanitários (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011), o que eleva a cor característica de lixiviados de aterros sanitário (Tabela 1).

Tabela 1 - Cor do lixiviado de aterro sanitário bruto.

Cor Real (UC)	**Referência**
3.500 – 8.500	AMARAL, 2009
6.115 – 11.160	DE SÁ; JUCÁ; DA MOTTA SOBRINHO, 2012
5.325 – 5.679	MARAÑÓN, 2008

Em relação a composição microbiológica do lixiviado, são encontradas bactérias, incluindo coliformes e bactérias formadoras de esporos, como a *Clostridium Perfringensm* e ainda fungos filamentosos (EL KADIRI *et al*., 2015; MATEJCZYK *et al*., 2010; THREEDEACH *et al*., 2012).

As características dos lixiviados são normalmente representadas por parâmetros de qualidade, sendo os mais utilizados: demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), relação DBO/DQO, pH, sólidos, nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$), nitrogênio total *Kjeldahl* (NTK), alcalinidade, contagem de bactérias, turbidez e metais pesados (BARBOSA, 2010; GOTVAJN; TISLER; KONCAN, 2009).

O lixiviado pode ser classificado de acordo com a idade do aterro, pois ao longo do tempo ocorrem variações na sua composição físico-química devido ao

processo de degradação dos resíduos aterrados. Nos primeiros anos de operação do aterro a maioria dos poluentes atinge as concentrações máximas, e esses valores decrescem com o passar dos anos (RENOU *et al*., 2007), como pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2 – Composição físico-química do lixiviado em função da idade do aterro.

Parâmetro	**Idade (anos)**		
	< 5	**5 - 10**	**> 10**
pH	< 6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
DQO (mg/L)	> 10.000	4.000 - 10.000	< 4.000
DBO_5/DQO	0,5 - 1,0	0,1 - 0,5	< 0,1
Compostos Orgânicos	80% (AGV*)	5 - 30% (AGV + ácidos húmicos e fúlvicos)	Ácidos húmicos e fúlvicos
$N\text{-}NH_3$ (mg/L)	< 400		> 400
NTK (mg/L)	0,1 - 0,2	0,3 - 0,5	> 0,5
Metais Pesados	Baixo – Média	Baixa	Baixa
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Adaptado de Foo & Hameed (2009).

*AGV - ácidos graxos voláteis

A relação DBO_5/DQO, indica o nível de degradação biológica do lixiviado, sendo menor em aterros mais antigos. Essa redução de biodegradabilidade da matéria orgânica é função de uma relevante proporção da DQO corresponder a ácidos graxos voláteis (AGV) que se degradam com o tempo. Constituintes como fosfatos, cloretos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, sólidos totais e sólidos suspensos também diminuem após os primeiros anos de operação do aterro. Já o pH com caráter alcalino é característica de um aterro velho (BARBOSA, 2010; MORAVIA, 2010).

3.2.2 Manejo e tratamento

As diversas tecnologias utilizadas no tratamento convencional de lixiviados de aterros sanitários podem ser classificadas em tratamentos biológicos (anaeróbio e

aeróbio) e tratamentos físico-químicos. Associado a esses tratamentos ainda pode ser realizado o processo de recirculação do lixiviado. Outra alternativa aplicada é a diluição do lixiviado em esgoto doméstico para que esses sejam tratados em conjunto (RENOU *et al*., 2007; SILVA, 2009).

No Brasil, os processos biológicos são os mais utilizados no tratamento de lixiviados com alta biodegradabilidade, devido ao seu baixo custo de operação. As técnicas normalmente aplicadas são: sistemas de lodos ativados, variações de lagoas de estabilização, filtros biológicos e reatores anaeróbios (MORAIS, SIRTORI, PERALTA-ZAMORA, 2005). Entretanto, esses sistemas de ampla e eficiente aplicação no tratamento de esgoto devem sofrer modificações, sobretudo em relação aos parâmetros operacionais, para garantir maior eficiência no tratamento do lixiviado (WISZNIOWSKI *et al*. 2006).

Os tratamentos biológicos são adotados principalmente para remover a matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal presente nos lixiviados. Esses processos de tratamento ocorrem pela ação de microrganismos, podendo ser aeróbicos ou anaeróbicos. O processo aeróbio transforma compostos complexos em CO_2 e H_2O enquanto o processo anaeróbio transforma compostos complexos em CH_4 e CO_2 (MORAVIA, 2010; RENOU *et al*., 2007).

Os tratamentos físico-químicos são empregados para reduzir os sólidos em suspensão (SS), o material flutuante, as partículas coloidais, a cor e ainda os compostos tóxicos. Os mais estudados e utilizados são os de flotação, de coagulação/floculação, de precipitação química, de adsorção, de oxidação química e de *air stripping* (remoção com ar). Esses processos possuem maior custo de operação quando comparado aos processos de tratamentos biológicos além de adicionarem ao lixiviado mais compostos químicos (RENOU *et al*., 2007).

No tratamento de lixiviados, os processos físico-químicos são normalmente utilizados em conjunto com processos biológicos, como etapas de pré ou pós-tratamento. Uma vez que a biodegradabilidade é reduzida durante o processo de

estabilização dos aterros, o que diminui a eficiência do tratamento biológico e justifica o uso de processos complementares (RENOU *et al*., 2007; SILVA, 2009).

A aplicação de processos físico-químicos como única forma de tratamento é aconselhada quando o lixiviado apresenta níveis de biodegradabilidade baixos, ou quando existe a necessidade de remoção de um composto especifico, como por exemplo a amônia (MCBEAN, apud SILVA, 2009; RENOU *et al*., 2007).

O processo de recirculação do lixiviado consiste no manejo do mesmo para o interior das células do aterro, acarretando dessa forma uma nova percolação. Esse método de tratamento é realizado com duas finalidades principais, reduzir o volume do lixiviado e o tempo necessário para a estabilização do aterro, apresentando assim resultados positivos como a diminuição dos valores de DQO e DBO. Porém se um alto volume de lixiviado for recirculado, podem ocorrer problemas como saturação e condições ácidas (MCBEAN; ROVERS; FURQUHAR apud SILVA, 2009; RENOU *et al*., 2007).

O tratamento do lixiviado junto a esgotos domésticos em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) é questionado devido à presença no lixiviado de compostos inibidores orgânicos com baixa biodegradabilidade e metais pesados que podem reduzir a eficiência do tratamento (RENOU *et al*., 2007).

Alternativas não convencionais são cada vez mais empregadas no tratamento de lixiviados. Dentre elas, ganham destaque os processos oxidativos avançados e os processos de separação por membranas (AHMED & LAN, 2012; ZOLFAGHARI *et al*., 2016).

A escolha do processo utilizado no tratamento de lixiviados deve considerar a composição e o volume gerado do mesmo e, o custo de implantação e de operação do sistema de tratamento. Ainda precisa atender as exigências estabelecidas pela legislação ambiental vigente (BIDONE, R.,2007).

Segundo Moravia (2010), não existe uma tecnologia economicamente viável que isoladamente possa tratar um efluente com elevada carga orgânica e compostos recalcitrantes como o lixiviado. Portanto, as soluções são fundamentadas em sistemas combinados para alcançar a eficiência esperada.

3.2.3 Legislação aplicada

No Brasil o tratamento de lixiviados tem como finalidade básica a redução das concentrações de nitrogênio amoniacal e de compostos orgânicos, devido a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, que 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 (BIDONE, 2007).

A Resolução CONAMA nº 357/05 foi alterada e complementada em 13 de maio de 2011 pela Resolução CONAMA nº 430/11, que em seu artigo 16 menciona:

> Art. 16. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam as condições e padrões previstos neste artigo
>
> [...]
>
> § 1º Os efluentes oriundo de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos neste artigo (CONAMA, 2011, p. 4).

Portanto nessa Resolução encontram-se as condições e os padrões de lançamento de lixiviados que devem ser respeitadas. Além disso, a Resolução CONAMA nº 430/11 determina em seu artigo 21, parágrafo 2º:

> § 2º No caso de sistemas de tratamento de esgotos domésticos que recebam lixiviados de aterros sanitários, o órgão ambiental competente deve indicar quais os parâmetros que devem ser

> atendidos e monitorados, não exigindo o padrão de nitrogênio amoniacal total (CONAMA, 2011, p. 7).

Essa Resolução atua em âmbito federal e estabelece normas gerais, que podem ser complementadas pelos órgãos ambientais estaduais e municipais conforme suas necessidades e particularidades. Entretanto as normas estaduais e municipais não podem estar em desacordo e nem fixar parâmetros menos restritivos que os estabelecidos pela Resolução.

Alguns estados e municípios possuem normas um pouco mais restritivas e específicas que a Resolução CONAMA em questão. Como por exemplo, o estado de Minas Gerais, foi um dos primeiros a elaborar uma norma específica que regulamenta o lançamento de efluentes provenientes de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Por meio do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), o estado de Minas Gerais regulamentou a Deliberação Normativa nº. 1, de 05 de maio de 2008. A DN 1/2008 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como fixa as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Entretanto, no estado do Espírito Santo ainda não existem normas estaduais relativas a esse assunto, sendo, portanto, empregada a legislação federal.

Na Europa, a legislação referente ao gerenciamento dos resíduos sólidos e a gestão e tratamento dos lixiviados de aterros sanitários é mais específica e rígida. Em Portugal, por exemplo, o Decreto de Lei nº 152 de 23 de maio de 2002 obriga em seu anexo IV o controle e monitoramento dos lixiviados, das águas subterrâneas, das águas superficiais e das bacias de lixiviados, na fase de operação ou após o encerramento do aterro. Ainda existe legislação especifica para lançamento de lixiviados nos corpos hídricos.

A Tabela 3 apresenta as condições de lançamento de efluentes de alguns parâmetros fixados pela Resolução CONAMA 430/11, pela DN 1/2008 do estado de Minas Gerais e pelo Decreto de Lei nº 236/98 de 1 de agosto de Portugal.

Tabela 3 – Padrões de lançamento estabelecidos para os cursos d'água.

Parâmetros	**Valores Máximos**		
	Brasil CONAMA 430/11	Minas Gerais DN 1/2008	Portugal Decreto-Lei n.º 236/98
pH	5-9	6,0-9,0	6,9-9,0
Temperatura	40ºC Aumento de 3ºC	40ºC Aumento de 3ºC	Aumento de 3ºC
DBO	-	60 (1) mg/L	40 mg/L
DQO	-	180 (2) mg/L	150 mg/L
SST	-	100 mg/L	69 mg/L
Cor	-	-	Não detectável na diluição 1:20
Nitrogênio amoniacal	20 mg/L	20 mg/L	10 mg/L
Condutividade	-	-	6-50 mS/cm
Fósforo Total	-	-	10 mg/L
Óleos minerais	20 mg/L	20 mg/L	15 mg/L

Fonte: CONAMA 430/11; DN 1/2008; Decreto de Lei nº 236/98

(1) Tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais; ou tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os demais sistemas.

(2) Tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais; ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para os demais sistemas.

Para o parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Resolução CONAMA 430/11 (2011, p.4) não determina um valor máximo, mas fixa a "[...] remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor".

3.3 A INDÚSTRIA DO AÇO

3.3.1 A produção do aço

A fronteira entre o ferro, encontrado em toda crosta terrestre, e o aço, liga de ferro e carbono, foi definida na Revolução Industrial, com a invenção de fornos que permitiam não só corrigir as impurezas do ferro, como adicionar-lhes propriedades como resistência ao desgaste, ao impacto, à corrosão, entre outras características (IABR, 2016).

As usinas produtoras de aço do mundo inteiro classificam-se segundo o seu processo produtivo: integradas - que operam com três fases básicas, a redução, o refino e a laminação; semi integradas - que operam duas fases, refino e laminação. As últimas usinas partem de ferro gusa ou sucata metálica, adquiridos de terceiros, para transformá-los em aço em aciarias elétricas (IABR, 2016).

O aço é produzido, basicamente, a partir de minério de ferro, carvão e cal. A fabricação do aço em usinas integradas pode ser dividida em quatro etapas: preparação da carga, redução, refino e laminação (IABR, 2016).

No processo de preparação de carga, o carvão é processado na coqueria e transformado em coque, que será utilizado no alto forno como combustível e redutor (RIZZO, 2009). Ainda, na sinterização, grande parte do minério de ferro é aglomerada utilizando-se cal e finos de coque, o que resulta no sínter, que será também levado ao alto forno (IABR, 2016).

A etapa de redução ocorre no alto forno e resulta no ferro gusa. O ferro gusa é uma liga ferrosa obtida pela fusão redutora de minérios de ferro e/ou seus

aglomerados e outros elementos residuais ou adicionados posteriormente (RIZZO, 2009).

A etapa de refino ocorre na aciaria. A aciaria consiste em um processo que tem por objetivo transformar o ferro gusa líquido em aço líquido. Nesse processo controla-se a percentagem de carbono e elimina-se o excesso de impurezas, como enxofre e fósforo, que possam afetar a qualidade do aço. Tal controle é feito por meio de reações que ocorrem durante injeção de oxigênio sob pressão através de uma lança no convertedor, que consiste em um grande vaso revestido de refratário, e adições de materiais chamados fundentes que serão responsáveis pela fixação dos óxidos formados durante as reações (MILLER *et al* 2012; ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

Posteriormente, a maior parte do aço segue para o lingotamento onde será conformada e obtida em estado sólido para produzir produtos semiacabados, lingotes e blocos (IABR, 2016).

Por fim, no processo de laminação, os semiacabados, lingotes e blocos são processados por equipamentos chamados laminadores e transformados em uma grande variedade de produtos siderúrgicos, cuja nomenclatura depende de sua forma e/ou composição química (IABR, 2016).

3.3.2 Gestão e gerenciamento resíduos e coprodutos

A indústria siderúrgica apresenta uso intensivo de energia, água e materiais. Como todo processo produtivo, a produção do aço gera resíduos e coprodutos ao longo de suas etapas (ABM, 2008). De acordo com o Relatório de Sustentabilidade do Instituto Aço Brasil (2016), em 2015, cada tonelada de aço produzido gerou em média 594 kg de coprodutos e resíduos, perfazendo um total de 19,8 milhões de toneladas, bem próximo à quantidade gerada em 2014, de 20,2 milhões de toneladas. Caso estes resíduos não fossem reaproveitados, a produção de aço, por razões econômicas e ambientais, provavelmente ficaria inviabilizada (ABM, 2008).

Os resíduos sólidos gerados no processo siderúrgico são advindos de elementos contidos nas matérias-primas utilizadas nas etapas de produção do aço, que devem ser removidos, total ou parcialmente, de modo a conferir ao aço produzido propriedades mecânicas específicas, que são determinadas pelos teores de certos elementos e compostos (ABM, 2008).

O gerenciamento e processamento adequados destes resíduos sólidos possibilitam o seu ingresso na cadeia produtiva como materiais alternativos com valor econômico agregado. Conforme são gerenciados, os resíduos gerados pela atividade siderúrgica podem ser classificados como coprodutos da fabricação do aço (ABM, 2008).

A Associação Brasileira de Metalurgia considera como coprodutos na Nota Técnica sobre Gestão de Coprodutos (2008), os seguintes resíduos da produção de aço, conforme sua origem:

- Usinas semi integradas: escória de aciaria elétrica, escória de forno-panela, pó de aciaria elétrica, carepa do lingotamento contínuo, carepa da laminação a quente;
- Usinas integradas: escória de alto-forno, pó de coletor de alto-forno, lamas de alto-forno, escória de aciaria LD, escória de forno-panela, lamas de aciaria LD, carepa do lingotamento contínuo, carepa da laminação a quente.

A geração de escória de alto forno, no ano de 2013, representou 37% do total de resíduos gerados, e a escória de aciaria, 29%. O restante foram os finos, pós, lamas e outros, resultantes dos processos e sistemas de tratamento existentes. Desse total, 88% foram reaproveitados (IABR, 2016).

As escórias de alto forno, neste mesmo ano, em sua quase totalidade (98%) foram vendidas, especialmente para a produção de cimento. No caso das escórias de aciaria e outros resíduos, 37% foram vendidos, 26% reutilizados internamente nas usinas siderúrgicas, 21% foram doados, 14% permaneceram em estoque e 2%

foram para destinação final. As suas principais aplicações foram como base para a pavimentação de estradas (46%) e nivelamento de terrenos e aterros (41%) (IABR, 2016).

3.3.3 A escória de aciaria

A Escória de Aciaria é gerada na etapa de fabricação do aço em que ocorre a transformação do ferro gusa líquida em aço. Portanto, é um resíduo característico de usinas integradas. É também comumente referenciada como escória LD, esta sigla deve-se ao fato do aço ser produzido no convertedor de oxigênio tipo Linz-Donawitz (LD) (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

Nesta etapa do processo siderúrgico a porcentagem de carbono é controlada e se elimina o excesso de impurezas que possam afetar a qualidade do aço. Com essa finalidade, são adicionados à carga metálica presente no convertedor aditivos responsáveis pela fixação dos óxidos formados durante as reações. Os principais aditivos utilizados são cal (CaO) e fluorita (CaF_2) (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

A fusão e o refino da carga se processam através das reações de oxidação das impurezas do aço, tais como: silício (Si), fósforo (P), enxofre (S) e manganês (Mn) e, através da redução do teor de carbono. Estes óxidos formados combinam-se com o CaO e formam uma escória estável mais densa do que o banho metálico (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

O aço líquido e a escória resultante ficam separados dentro do conversor devido esta diferença de densidade. Aproveita-se este fato para retirá-los do conversor separadamente: o aço é vertido em uma panela apropriada e a escória no "pote de escória" (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

A composição química da escória de aciaria pode variar de acordo com alterações no processo, e também com variações na composição da sucata, dos aditivos e

do gusa. Desta forma, a escória LD apresenta uma composição química de referência apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 – Composição química de referência da escória de aciaria.

Elemento	Composição
Óxido de Cálcio	23 – 46
Óxido de Magnésio	5 – 13
Dióxido de Silício	11 – 15
Óxido de Alumínio	0,8 – 4
Ferro total	14 – 22

Fonte: ArcelorMittal Tubarão, 2016

Ko, Chen e Jiang (2015), realizaram experimentos e determinaram o pH da escória para três diferentes tamanhos de partículas: 3,5 – 7 mm; 7 – 15 mm e 15 – 25 mm. Os resultados convergiram a valores semelhantes: 12,24; 12,00 e 11,90, respectivamente. Verifica-se que a escória de aciaria apresenta um caráter alcalino, o que ocorre devido ao CaO livre presente neste material. As frações mais grossas da escória apresentam menos CaO livre, o que leva a valores de pH menores (KO, CHEN, JIANG, 2015). Ainda, de acordo Nascimento (2003), atenção especial deve ser dada aos teores de CaO livre, pois a literatura indica uma relação direta entre a presença deste composto e a expansibilidade deste material.

Além disso, a escória LD apresenta propriedades físicas como resistência à carga, durabilidade de resistência, partículas angulares interligadas, resistência à derrapagem e inércia, o que garante que este resíduo tenha um leque amplo de aplicações (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

O processamento da escória de aciaria, fundamental para que este material se transforme em um coproduto, é realizado através de operações unitárias de resfriamento controlado, britagem, separação magnética, classificação granulométrica e estabilização volumétrica (ABM, 2008).

O resfriamento acelerado é necessário para redução do tamanho inicial dos blocos de agregados formados. Na britagem, objetiva-se a cominuição da escória conforme a aplicação requerida. Já a separação magnética é necessária para remoção do ferro metálico, prejudicial à maioria das aplicações em potencial. A classificação granulométrica ajusta a escória à especificação de mercado, passando então a ter a denominação de agregado siderúrgico por se tratar de um coproduto (ABM, 2008).

Também é importante observar os aspectos ambientais da escória para garantir segurança em suas aplicações. Estudos realizados pela ArcelorMittal Tubarão constataram que os metais contidos na escória não se lixiviarão facilmente em quantidades substanciais de água subterrânea ou de superfície (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016). A escória de aciaria também não impacta a vida animal ou outras formas de vida terrestre nas áreas de aplicação ou perto delas, ainda, metais na escória siderúrgica não bioacumulam no solo (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

A escória LD pode ser aplicada com segurança em ambientes aquáticos, sem impactar a qualidade da água ou da vida aquática. Tais ambientes permitem suficiente diluição, pelo menos 1000 vezes, o que os protegem contra alterações elevadas de pH devido a presença da escória. Contudo, cuidados devem ser tomados quando a escória for aplicada em corpos aquáticos menores e com baixas condições de fluxo de água, tais como terrenos encharcados ou canais rasos (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

Os riscos ligados à saúde e associados com as escórias siderúrgicas não são significativos para populações urbanas e rurais ou trabalhadores em manutenção, indústria e construções potencialmente expostas (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016). Mais precisamente, a escória de aciaria é caracterizada segundo a Norma da ABNT NBR 10.004/2004, como resíduo classe II B – Resíduo Não Perigoso e Inerte, portanto não apresenta toxicidade.

As principais aplicações da escória de aciaria no Brasil, após processamento, são a pavimentação rodoviária, lastro ferroviário e material para enchimento. Na Europa, as aplicações são a pavimentação rodoviária, reciclagem interna, fabricação de cimento, fertilizantes e como material construtivo para barragens (ABM, 2008).

Vale ressaltar que impactos ao meio ambiente provocados pela extração de minerais, podem ser diminuídos com a utilização da escória (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2016).

3.4 FILTRAÇÃO EMPREGADA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

3.4.1 Princípios de funcionamento

O processo de filtração em uma estação de tratamento remove do meio aquoso as partículas em suspensão que não foram retidas na decantação. Juntamente com estas partículas, a filtração remove os microrganismos que a elas estiverem associadas (VIANNA, 2002).

A filtração ocorre de fato no leito filtrante dos filtros. O leito filtrante é composto de materiais granulares (areia, brita, cascalhos e etc.) formando um meio poroso por onde a água ou efluente escoa (DI BERNARDO, 2005; VIANNA, 2002).

Os mecanismos responsáveis pela remoção das partículas no processo de filtração são complexos e influenciados por características físicas e químicas do efluente em tratamento e também por particularidades do meio filtrante. Considera-se como filtração o resultado da ação de mecanismos como: transporte e aderência (DI BARNARDO, 2005; LIBÂNIO, 2005).

Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas suspensas até a superfície das materiais filtrantes, podendo estas ficarem aderidas ao meio filtrante através de forças superficiais. Os mecanismo de aderência ocorrem então, quando próximas as superfícies coletoras, as partículas são capturadas e aderidas (DI BERNARDO, 2005; LIBÂNIO, 2005).

Existem diversas categorias de filtros que atuam de formas diferentes no tratamento da água e de efluentes. De maneira geral, a filtração pode ser efetuada com fluxos descendentes ou ascendentes, com alta taxa de filtração, relação vazão/área, (filtros rápidos) ou baixas taxas de filtração (filtros lentos), e com somente uma ou múltiplas camadas de materiais filtrantes (VIANNA 2002; LIBÂNIO, 2005).

Os filtros lentos trabalham em taxas de filtração entre 2 a 6 m^3/m^2.dia. O principal mecanismo de filtração observado nos filtros lentos é o de transporte, mais especificadamente de coagem, responsável pela retenção de partículas. Além disso, os elevados Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) fomentam a formação de uma película biológica em torno dos grãos do meio filtrante. Esta película se desenvolve formando um filme biológico que realiza a purificação dos meios aquosos pela competição pelo substrato disponível, efetuado pela gama de microrganismos presentes na película (LIBÂNIO, 2005). Este tratamento biológico se baseia no papel natural dos microrganismos na ciclagem de elementos como carbono e nitrogênio (COMEAU, 2008). Desta forma, a filtração lenta constitui-se principalmente na conjunção dos mecanismos de transporte e de fenômenos de depuração biológica (LIBÂNIO, 2005).

3.4.2 Filtração aplicada ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário

Filtros aplicados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário podem apresentam bons resultados, principalmente em relação à remoção de nitrogênio amoniacal (CAMPOS *et al*., 2003).

Campos *et al*. (2003) realizaram um estudo no aterro Sanitário do Município de Piraí (RJ), para avaliar o tratamento do lixiviado por meio do mecanismo de filtração. O meio filtrante escolhido foi a brita e apresentaram remoções de até 90% de DBO, 60% de DQO e 90% de nitrogênio amoniacal. Baseado nesses resultados o mesmo sistema foi empregado no tratamento do lixiviado produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho, onde duas unidades piloto de filtros foram construídas. As unidades filtrantes foram instalados com meios suportes

diferentes, sendo um convencional (brita) e um alternativo (bambu), ambos demonstraram comportamento semelhante em termos de remoção de poluentes: 50-59% de DBO, 10-12% de DQO e 36-37% de nitrogênio amoniacal (LUZIA *et al*., 2005).

Bidone, Povinelli e Cotrim (1997) pesquisaram em escala de laboratório o tratamento do lixiviado de um aterro sanitário antigo, em uma estrutura formada por pré-filtros e filtro. Os meios filtrantes usados foram: areia regular, carvão ativado, argila nodulizada, brita granítica 00, cacos de tijolos maciços com granulometria semelhante à da brita granítica 00 e aparas de couro curtido "*wet blue*". Os resultados obtidos apontaram que os pré-filtros tiveram pequena interferência no processo e os filtros mostraram altas eficiências na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Os filtros preenchidos com carvão ativado e aparas de couro curtido "*wet blue*" apresentaram eficiências mais elevadas e semelhantes em valores absolutos sendo assim recomendados como alternativas de baixo custo para meio filtrante. Já os filtros com meio filtrante de biomassa convencionais (brita, cacos de tijolos, argila expandida, etc.), não apresentaram eficiências satisfatórias na atenuação/remoção dos elementos poluentes existentes no lixiviado da célula de aterro antiga estudada.

Filtros com meio filtrantes constituídos de cascas de árvores, turfas, materiais de construção como madeiras ou concreto triturado foram utilizados para tratar lixiviados em alguns aterros na Noruega. Os resultados indicaram que filtros de casca de árvore podem suprir o consumo de O_2 na ordem de 200 a 3.000 mg/L de DQO e 50 a 1.000 mg/L de carbono orgânico total dependendo do fluxo e do tempo de residência (HAARSTAD & MAEHLUM, apud FERREIRA *et al.*, 2001).

Fleck (2003) utilizou uma unidade experimental de um filtro no tratamento de lixiviado previamente tratado em um filtro anaeróbio. A aplicação do lixiviado previamente tratado anaerobicamente apresentou resultados aceitáveis, com remoções de 53,17% de NTK, de 46,12% de nitrogênio (todas as formas) e de 36,01% de DBO_5.

Brito-Pelegrini, Pelegrini e Paterniani (2007) estudaram a filtração lenta no tratamento de lixiviado de aterro sanitário bruto e, o sistema de tratamento em estudo apresentou reduções consideráveis dos valores de alguns parâmetros de controle ambiental, indicando a possibilidade do uso da filtração lenta para remediação de percolado de aterros. As principais reduções obtidas referem-se a 40% de turbidez, 21% da coloração, 35% de dureza, 35% de carbono orgânico total (TOC) e reduções importantes de metais pesados (60% de cádmio, 30% de chumbo, 25% de cobre e 30% de cromo).

3.4.3 Filtros de escória de aciaria

A aplicação da escória de aciaria no tratamento de águas residuais como substitutos dos materiais granulares (areia, brita, cascalhos e etc.) já foi proposta em trabalhos realizados anteriormente. Muitos dos trabalhos destacam a remoção de fósforo pela escória LD devido à precipitação do nutriente facilitada pelas condições físico-químicas criadas pela dissolução do Ca^{2+} da escória em meio aquoso, o que faz precipitar fosfato de cálcio, que fica retido no meio filtrante.

Segundo Barca *et al*. (2014), a escória de aciaria produzida na Europa é um material eficiente para ser aplicado como meio suporte em filtros designados a remoção de fósforo de efluentes de pequenas plantas de tratamento.

Blanco *et al*. (2015) realizam testes de bancada para avaliar o potencial de remoção de fósforo pela escória de aciaria. Os testes de bancada mostraram eficiências de remoção de fósforo de soluções sintéticas entre 84 e 99%.

Segundo Avelar (2008), leitos filtrantes com presença de escória apresentam maior capacidade de remoção de nutrientes do que leitos que não contam com a presença da mesma.

Além disso, a escória de aciaria empregada em tratamento de efluentes apresenta melhor eficiência do que agregados naturais, como brita, na remoção de matéria

orgânica biodegradável, devido à possível formação de compostos secundários a partir do óxido de cálcio presente neste material (AVELAR, 2008).

Ainda, ao se aproveitar do pH básico deste material, alguns trabalhos estudaram a capacidade da escória de aciaria de favorecer a inativação de microrganismos quando empregado no tratamento de efluente. Sendo assim, além de ser um material eficaz para utilização em sistemas de tratamento de efluentes que utilizam materiais permeáveis reativos para a remoção de nutrientes, também é eficiente na redução de agentes patogênicos tais como *Escherichia coli* (*E. coli*) em águas residuais (AVELAR, 2008; SMYTHI *et al*., 2002).

Stimson *et al*. (2009), ao estudarem a aplicação da escória LD para o tratamento de patogênicos em efluentes sanitários e sua contribuição na inativação e atenuação de vírus, concluíram que a inativação do vírus (PR772) foi resultado das condições elevadas de pH geradas pela escória, pH entre 10,6 e 11,4. Também concluíram que sistemas de tratamento de efluentes sanitários, que utilizam escória de aciaria, devem ser projetados para garantir um tempo de contato suficiente entre o meio de escória e o efluente para proporcionar um tempo de residência suficiente dos patogênicos em condições de pH elevadas.

Entretanto, como escória de aciaria apresenta um pH alcalino, a utilização deste material em filtros para o tratamento de efluentes pode levar a uma elevação do pH das águas residuais (BLANCO *et al*., 2015).

4 METODOLOGIA

4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL DA PESQUISA

A presente pesquisa utilizou o efluente de uma estação de tratamento de lixiviado oriundo de um aterro sanitário localizado no município de Vila Velha, Espírito Santo.

Para o pós-tratamento de tal efluente utilizou-se da escória de aciaria LD, proveniente de uma indústria siderúrgica localizada no município da Serra – ES,

como meio filtrante da planta piloto de filtro lento construída e operada na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

As análises laboratoriais das amostras coletadas da planta piloto foram realizadas no Laboratório de Saneamento (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo.

4.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O aterro sanitário, abordado no presente estudo, encontra-se em atividade há dezessete anos e o volume médio de lixiviado gerado por dia é 120 m³/dia. A caracterização do lixiviado bruto gerado nesse aterro encontra-se na Tabela 5.

Tabela 5 – Caracterização do lixiviado bruto

Parâmetro	Valor
pH	7,9
Alcalinidade	6.361,9 mg/L
Turbidez	62,7 NTU
Cor Real	4.700 UC
Sólidos Totais	9190,7 mg/L
DQO	2.932,5 mg/L
DBO	450 mg/L
Coliformes Totais	$2,44 \times 10^6$ NMP/100 mL
E. coli	N/A

O lixiviado bruto é conduzido para a estação de tratamento localizada dentro da área do próprio aterro (Figura 1). Inicialmente, o lixiviado é tratado em uma série de lagoas composta por uma lagoa de equalização, duas estacionárias, uma aerada e uma anóxica. A lagoa de equalização recebe o efluente bruto e o homogeneíza, em seguida o efluente é transportado para as duas lagoas estacionárias, onde é aguardado o momento ideal para ser enviado para a lagoa anóxica, onde o efluente é tratado sem a presença de oxigênio.

Após a série de lagoas, o efluente passa por tratamento físico-químico, que consiste na adição de polímeros e Policloreto de Alumínio (PAC) para a realização dos processos de coagulação e floculação, e na posterior utilização de uma unidade decantadora para a remoção dos flocos formados. Posteriormente, o efluente é transferido para a lagoa aerada e por fim o tratamento ainda inclui uma lagoa de polimento, de onde o efluente utilizado na pesquisa foi coletado e transportado por um caminhão tanque para a planta piloto.

Figura 1 – Estação de tratamento de lixiviado do aterro em estudo – 1 - Lagoa de equalização; 2 e 3 - Lagoas estacionárias; 4 - Lagoa anóxica; 5 - Unidade decantadora; 6 - Lagoa aerada; 7 - Lagoa de polimento.

4.3 ETAPAS EXPERIMENTAIS

4.3.1 Planta piloto

A planta piloto de um filtro lento com escoamento descendente construída para o estudo é composta por cinco tubos de PVC, tratados como filtros, com 200 mm de diâmetro e 100 cm de altura, preenchidos com 85 cm de escória de aciaria LD. Os dois primeiros filtros encontram-se preenchidos com escória de aciaria LD de granulometria na faixa de 32 a 75 mm e, os três últimos filtros, com escória com granulometria variando de 19 a 32 mm. Desta forma, os filtros apresentaram as seguintes características:

Tabela 6 – Características dos filtros.

Parâmetro	Granulometria da Escória	Volume Aparente	Volume Vazio	Volume Real
Filtro 1	32 - 75 mm	0,027 m³	0,0125 m³	0,0142
Filtro 2	32 - 75 mm	0,027 m³	0,0125 m³	0,0142
Filtro 3	19 - 32 mm	0,027 m³	0,0121 m³	0,0146
Filtro 4	19 - 32 mm	0,027 m³	0,0121 m³	0,0146
Filtro 5	19 - 32 mm	0,027 m³	0,0121 m³	0,0146

a) b)

Figura 2 – Escória de aciaria utilizada como meio filtrante. a) Granulometria=19 – 32 mm, b) Granulometria=32 – 75 mm.

O efluente ficou armazenado em uma caixa d’água de 7.500L, chamada de caixa estoque, e foi bombeado para uma caixa d'água menor (2.000L), acoplada ao sistema de filtração. Da caixa d'água conectada ao sistema, o efluente foi

bombeado para um regulador de vazão (Figura 4) que se encontra em uma cota maior que a dos filtros. Desta forma, o efluente saiu do regulador e chegou até o primeiro filtro pela ação da gravidade.

Figura 3 – Caixa d'água estoque e caixa d'água acoplada ao sistema.

Figura 4 – Regulador de vazão.

Os filtros estão dispostos lado a lado em uma bancada, com uma diferença de cota de 100 mm de um para o outro, estando o primeiro filtro na maior cota, e o quinto filtro na menor cota. Nos primeiros 10 cm de cada filtro estão conectadas

tubulações de PVC de 32 mm de diâmetro, com 85 cm de altura e saídas posicionadas no centro do filtro seguinte, como pode ser visualizado na Figura 6. Sendo assim, o efluente foi transportado até a saída do filtro pelo princípio dos vasos comunicantes e chegou até o filtro seguinte por gravidade.

Figura 5 – Sistema de filtração.

Figura 6 – Tubos de PVC preenchidos com escória de aciaria (filtros).

Foram testadas três condições de operação da planta piloto, a primeira com o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) igual a 24 horas, a segunda com o TDH de 36 horas, e a última com o TDH de 48 horas. Este parâmetro operacional foi ajustado de acordo com mudanças no regulador de vazão de entrada da planta piloto. As vazões reguladas para entrada da planta piloto e os respectivos TDH e as taxas de filtração foram configurados conforme a Tabela 7.

Tabela 7 – Vazão x TDH.

Vazão (m^3/h)	**TDH (h)**	**Taxa de Filtração (m^3/m^2xdia)**
0,006	24 Horas	4,25
0,004	36 Horas	2,83
0,003	48 Horas	2,13

4.3.2 Coleta de amostras

Foram coletadas amostras de seis pontos da planta piloto: entrada da planta (saída do regulador de vazão); saída do Filtro 1; saída do Filtro 2, saída do Filtro 3; saída do Filtro 4 e saída do Filtro 5.

As coletas foram realizadas sempre entre 8 e 10 horas da manhã. Para cada TDH em estudo, foram realizadas duas coletas, totalizando seis amostragens. Na Figura 7 e na Figura 8, pode-se observar amostras coletadas para realização de análises físico-químicas e para análises microbiológicas, respectivamente.

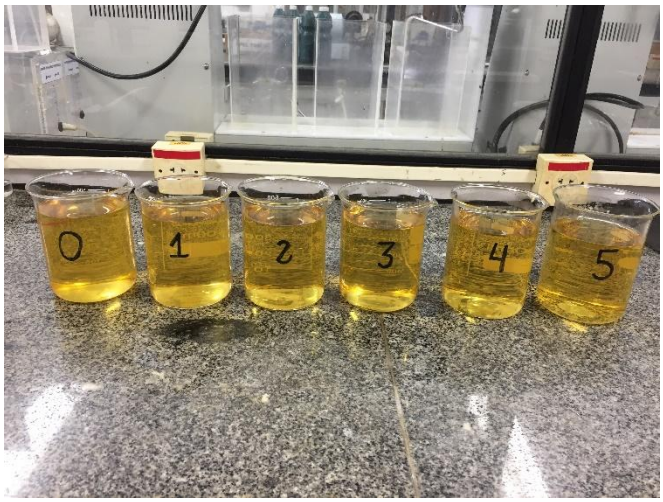


Figura 7 - Amostras coletadas para realização de análises físico-químicas.

Figura 8 – Amostras coletadas para realização de análises microbiológicas.

4.3.3 Análises laboratoriais

As amostras coletadas tiveram os seguintes parâmetros físico-químicos analisados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Sólidos Totais, Sólidos Voláteis Totais e Sólidos Dissolvidos; pH; Alcalinidade; Turbidez e Cor. Todos essas análises foram realizadas segundo metodologia do Standard Methods, conforme Tabela 8 (APHA. 2012).

Tabela 8 – Resumo de metodologia de análises físico-químicas.

Parâmetros	Métodos	Referência
DBO_5	Método respirométrico	STANDARD METHODS 5210 D, 2012
DQO total	Oxidação por dicromato de potássio em meio ácido	STANDARD METHODS 5220 D,2012
Sólidos Totais, Sólidos Voláteis Totais e Sólidos Dissolvidos	Método gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 Solids – A, B, C e E, 2012
pH	Método eletrométrico	STANDARD METHODS 4500 H+ pH Value – A e B, 2012
Alcalinidade	Método titulométrico	STANDARD METHODS 2320 Alkalinity – A e B, 2012
Turbidez	Método nefelométrico	STANDARD METHODS 2130 Turbidity – A e B, 1998
Cor	Método fotométrico	STANDARD METHODS 2120 Color – A e C, 2012

A entrada da planta piloto e cada uma de suas saídas tiveram estes parâmetros analisados duas vezes para cada tempo de detenção, em exceção a DBO_5 que foi analisada uma vez somente para a entrada e saída final da planta (Filtro 5).

Além disso, a densidade de coliformes totais e *E. coli* das amostras foi determinada em 24 horas pelo desenvolvimento de coloração amarela e observação de fluorescência, respectivamente, através da determinação do Número Mais Provável (NMP), utilizando-se substrato genérico produzido no próprio laboratório, com quantificação por meio de cartelas.

Para determinar a eficiência de redução do sistema de coliformes totais e também de *E. coli*, o efluente foi contaminado com fezes animais. As análises de

quantificação de coliformes totais e *E. coli* foram realizadas uma vez para cada TDH estudado após a contaminação, em todos os seis pontos de coleta da planta.

4.4 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Após a realização das análises laboratoriais, os resultados foram tratados no software Excel, e assim obtidas os valores mínimos, médios e máximos das variáveis analisadas. Na comparação dos resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos das amostras coletadas, foi determinada a porcentagem da eficiência de redução com a utilização da Equação 1. Por sua vez, a porcentagem de redução de coliformes totais e *E. coli* foi calculada pela Equação 2.

$$Eficiência\ de\ redução\ (\%) = \frac{(Entrada - Saída)}{Entrada}\ x\ 100 \tag{1}$$

$$Eficiência\ de\ redução\ (\%) = 100 - \left[\frac{(100\ x\ Ce)}{C}\right] \tag{2}$$

Na qual:

Ce = NMP/100 mL de Coliformes totais/*E. coli* no efluente de entrada no sistema;
C = NMP/100 mL de Coliforme totais/*E. coli* no efluente de saída do sistema;

Através das Equações **Erro! Fonte de referência não encontrada.** e **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, foi possível verificar a eficiência do sistema de filtragem a partir da escória, tornando possível as análises necessárias para concluir as questões do presente projeto.

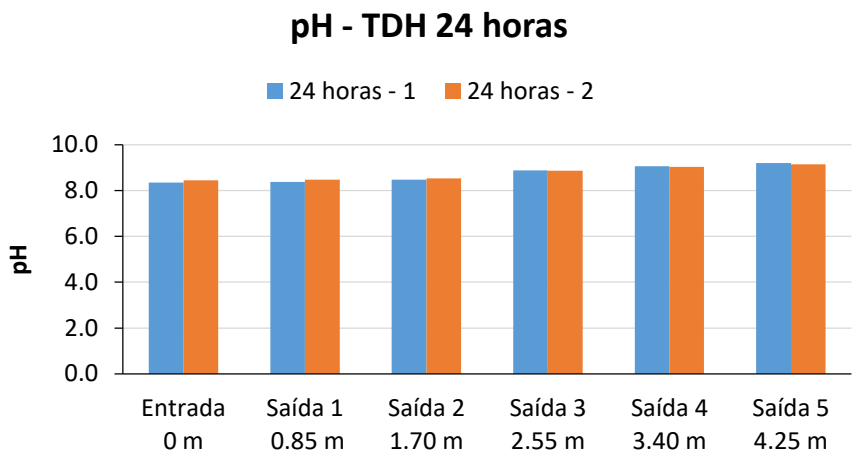
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse item**,** é apresentado e discutido o desempenho do tratamento proposto conforme condições de operação pré-estabelecidas e segundo avaliações dos parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados durante etapa de análises laboratoriais.

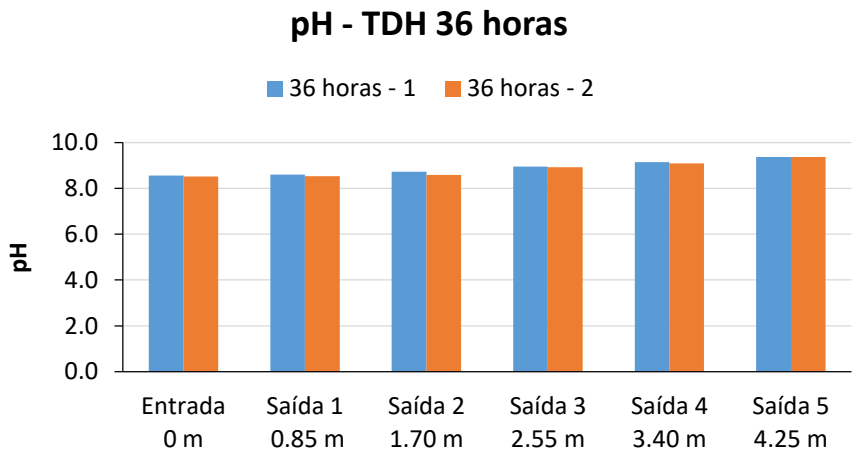
5.1 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS PH E ALCALINIDADE

Na Figura 9, observa-se que ocorreu aumento do pH no efluente ao percorrer a planta piloto em todos os TDH avaliados. Uma vez que o pH é uma medida que diz a respeito do caráter ácido-base de uma solução, definido pela concentração de íons de hidrogênio (LIDE, 2003), esse comportamento pode ser explicado pela presença do CaO na escória de aciaria, que ao entrar em contato com água forma íons Ca^{2+} e OH^{-} (BARCA et al., 2014).

a)



b)



c)

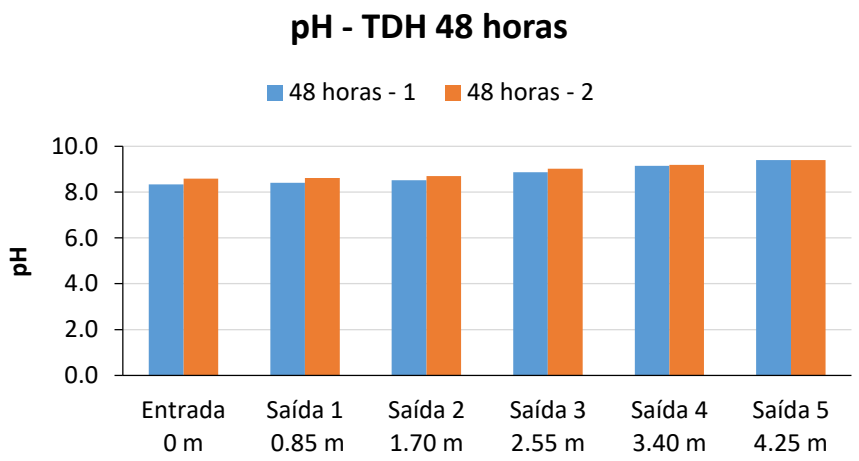


Figura 9 – Resultados das análises de pH para diferentes TDH. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas.

O pH do lixiviado analisado em estado bruto é igual a 7,9. Com relação ao pH do afluente da planta piloto, lixiviado previamente tratado, foram encontrados valores entre 8,3 e 8,6. O pH de saída da planta atingiu valores de até 9,2, para a operação da planta piloto em um tempo de detenção de 24 horas e, de até 9,4, para a operação do TDH em 36 e 48 horas.

A média de elevação do pH entre os dois primeiros filtros, considerando todos os resultados, foi de 0,09 e, do segundo para o terceiro filtro foi de 0,33. Portanto, pode-se observar que com a diminuição da granulometria, ocorreu um maior aumento do pH do Filtro 2 para o Filtro 3, notando-se a influência da maior superfície específica, característica de granulometrias menores, efeito este já observado em estudos anteriores (ANJAB, 2009; BARCA *et al*., 2014). Entretanto, o aumento do pH do Filtro 3 para o Filtro 4, e do Filtro 4 para o Filtro 5 se torna menor. Ressaltamos que, nos tempos de detenção hidráulica de 36 e 48 horas, do Filtro 4 para o Filtro 5, houve um aumento um pouco mais significativo do pH, o que levou a valores de pH finais ligeiramente maiores nestes TDH. A diferença média encontrada do quarto filtro para o último foi de 0,15 para o TDH de 24 horas, de 0,22 para o TDH de 36 horas e de 0,23 para o TDH de 48 horas.

O valor limite de pH para lançamento de efluentes estabelecido pela CONAMA 430/11 é 9,0. Com isso, verifica-se que o efluente em estudo, ao passar pelo

sistema de filtração, se torna desenquadrado na legislação. Contudo, estudos realizados anteriormente encontraram valores mais elevados para o pH final de efluentes tratados com escória de aciaria, como pode ser observados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**.

Tabela 9 – Valores de pH encontrados na literatura.

Tratamento	Efluente	pH pós tratamento com escória de aciaria	Referência
Leito Cultivado e Leito	Efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado (ph = 7,3)	11,5 (leito cultivado) e 11,9 (leito)	AVELAR, 2008
Colunas horizontais de escala laboratorial	Água residual com lixiviados de mineração de gesso: de concentração baixa (pH= 6,9) e alta concentração (pH=5,7)	> 11,0 (para quase todos os testes)	CLAVEAU-MALLET, 2012
Coluna horizontal de escala laboratorial	Solução sintética (pH=7,7)	11,3 (6-12mm) 11,8 (20-50mm)	BARCA, 2014

Acredita-se que a menor elevação do pH pode estar ocorrendo devido às características do efluente em tratamento, que proporcionam uma condição de tamponamento. O pH de lixiviados de aterros sanitário bruto, antes de qualquer tratamento, é determinado por um sistema complexo e, um dos conjuntos formadores deste complexo equilíbrio é relativo a presença de ácido carbônico e os carbonatos e bicarbonatos, como descreve a Equação 3 (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

$$CO_2 + 2H_2O \leftrightarrow HCO^{3-} + H_3O^{+} \tag{3}$$

Além disso, o hidróxido de amônio e seus sais, encontrados na composição do lixiviado de aterro sanitário bruto, têm grande importância na formação do sistema

tampão, conforme a Equação 4 (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011):

$$NH^{4+} + H_2O \leftrightarrow NH_3 + H_3O \tag{4}$$

Ainda, pode estar ocorrendo a influência dos ácidos orgânicos voláteis, também encontrados na composição do lixiviado de aterro bruto (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011). Esses ácidos se encontram em equilíbrio entre suas formas protonadas e desprotonadas, a forma protonada garante a neutralização de bases, e desprotonação de ácidos, de acordo com a Equação 5.

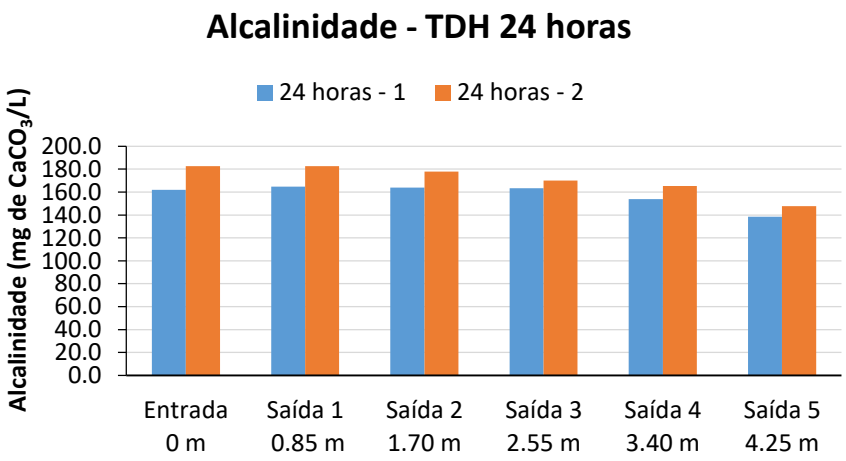
$$Org\text{-}H + H_2O \leftrightarrow Org^- + H^+ \tag{5}$$

Desta maneira, afere-se que existam uma série de conjuntos de reações entre substâncias presentes no lixiviado bruto que ainda podem influenciar no equilíbrio do lixiviado tratado e estabilizado, fazendo com que o pH não alcance valores superiores a 9,5, observados em outras pesquisas.

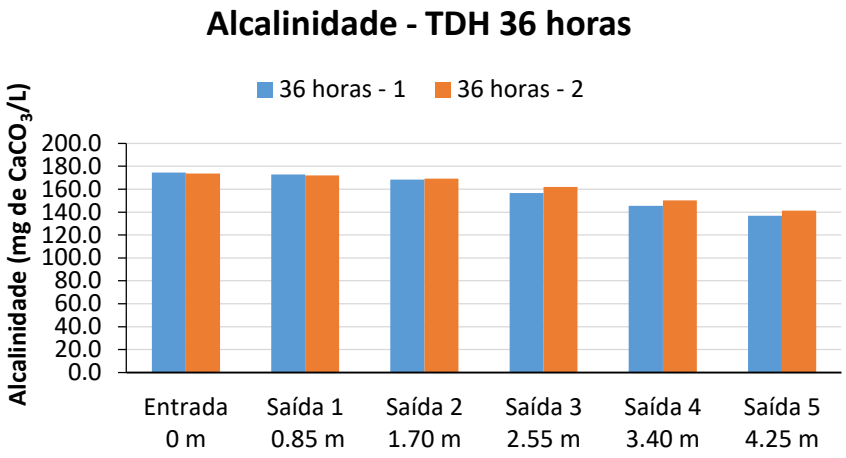
A presença de bicarbonato no efluente pode ser verificada através das análises de alcalinidade. A alcalinidade é a capacidade de um sistema aquoso de neutralizar ácidos fracos. Os valores de alcalinidade estão em função, principalmente, dos sais do ácido carbônico, ou seja, bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Além disso, o valor medido também inclui boratos, fosfatos, silicatos entre outras bases (APHA, 2012).

Na Figura 10, estão expressos os resultados encontrados através das análises deste parâmetro nas duplicatas dos três tempos de detenção: 24, 36 e 48 horas.

a)



b)



c)

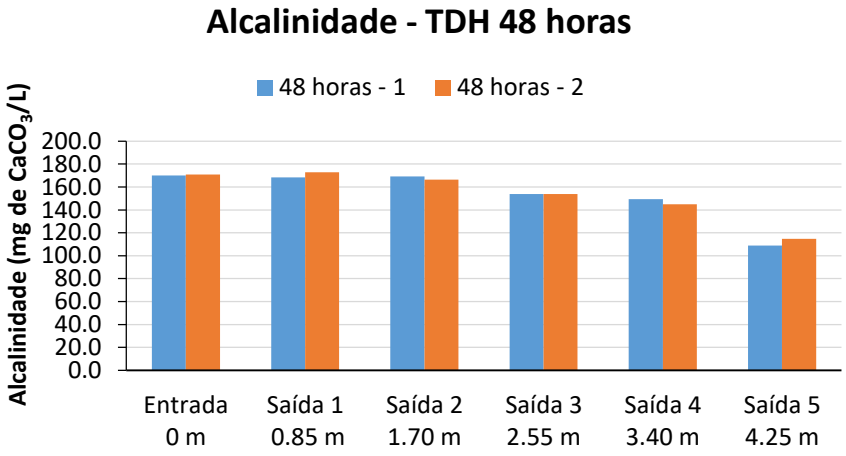


Figura 10 – Resultados das análises de alcalinidade para diferentes TDH. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas.

Nota-se que o valor da alcalinidade total apresentou uma redução ao longo do aumento dos tempos de detenção. Essa redução da alcalinidade reduz a

capacidade tamponante do efluente permitindo o aumento do pH ao longo dos filtros, conforme visto anteriormente.

Sabe-se que a alcalinidade apresenta três componentes principais: bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Os resultados das análises de alcalinidade demonstram que, ao longo dos filtros, houve diminuição da concentração de bicarbonatos e um aumento da concentração de carbonatos (Tabela 10).

Tabela 10 – Resultados encontrados para cada classificação de alcalinidade.

Alcalinidade	TDH	Entrada	Saída 1	Saída 2	Saída 3	Saída 4	Saída 5
Bicarbonato	24 horas	162,0	164,7	163,8	168,3	126,9	111,6
	24 horas	182,7	182,7	177,3	170,1	144,0	112,5
	36 horas	174,6	172,8	168,3	156,6	129,6	107,1
	36 horas	173,7	171,9	169,2	162,0	134,1	103,5
	48 horas	170,1	168,3	169,2	153,9	133,2	63,0
	48 horas	171,0	172,8	166,5	153,9	112,5	73,8
Carbonato	24 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	18,0	18,0
	24 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	14,4	23,4
	36 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	10,8	19,8
	36 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	10,8	25,2
	48 horas	0,0	0,0	0,0	3,6	10,8	30,6
	48 horas	0,0	0,0	0,0	12,6	21,6	27,0
Hidróxido	24 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	24 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	36 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	36 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	48 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	48 horas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Através da Tabela 10, nota-se a presença somente da alcalinidade de bicarbonato no efluente de entrada da planta piloto. A alcalinidade do lixiviado em estudo bruto é igual a 6.361,9 mg/L, portanto o afluente do sistema apresenta valores de

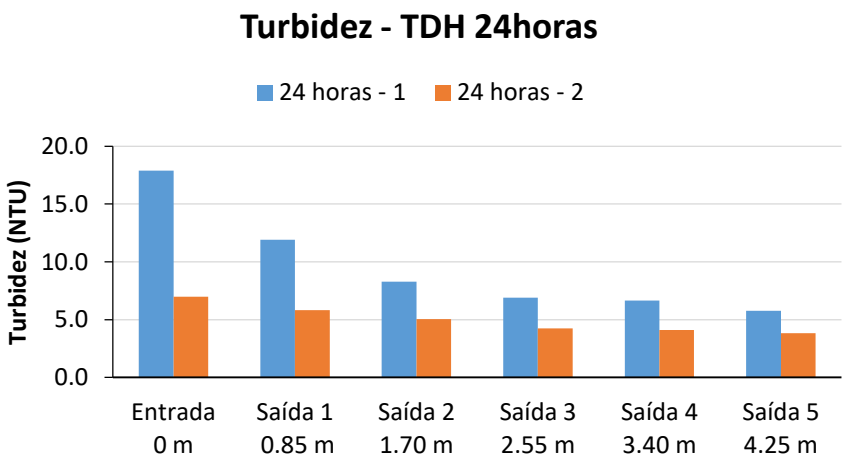
alcalinidade total já reduzidos. Com isso, afere-se que a presença de íons de amônio e ácidos orgânicos voláteis podem estar contribuindo com o efeito tampão no sistema.

A variação das espécies de bicarbonato e carbonato ocorre pelo consumo do bicarbonato pelo OH^- (solubilizado pela escória de aciaria). Sendo assim, a medida que o bicarbonato é consumido, eleva-se o pH e o bicarbonato é transformado em carbonato. Quanto maior o tempo de detenção, maior o tempo disponível para ocorrência da reação de consumo de bicarbonato, levando assim, o alcance de uma maior redução desta alcalinidade e maior aumento da alcalinidade de carbonato nos maiores tempos de detenção.

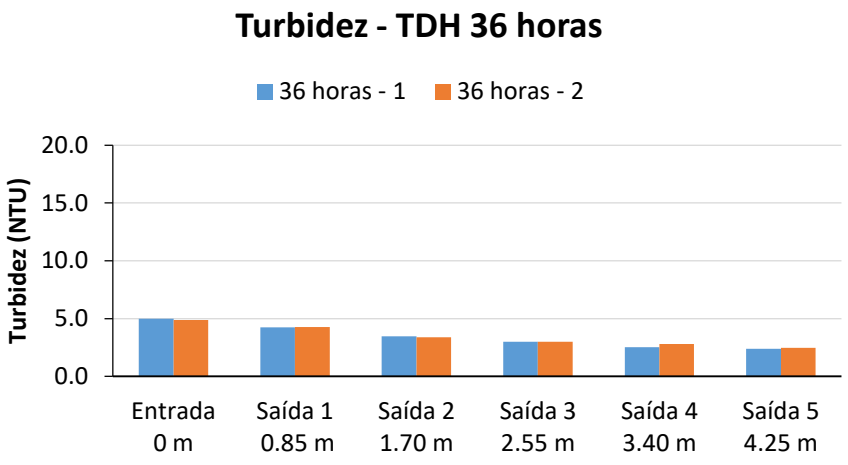
5.2 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS TURBIDEZ E COR

Os valores de turbidez resultantes das análises da entrada da planta piloto variaram de 4,9 até 7,4 NTU, exceto na primeira coleta do TDH de 24 horas, que obteve uma turbidez igual a 17,9 NTU. Isso, provavelmente, ocorreu devido ao arraste de sólidos suspensos presentes no efluente do fundo da caixa d'água estoque, que foi transferido para a caixa d'água do sistema pouco antes da coleta, uma vez que este parâmetro é uma propriedade física medida pelo espalhamento da luz ao atravessar a amostra, causada pela presença de materiais em suspensão (APHA, 2012). Observou-se, para turbidez, uma redução em todos os tempos de detenção (Figura 11).

a)



b)



c)

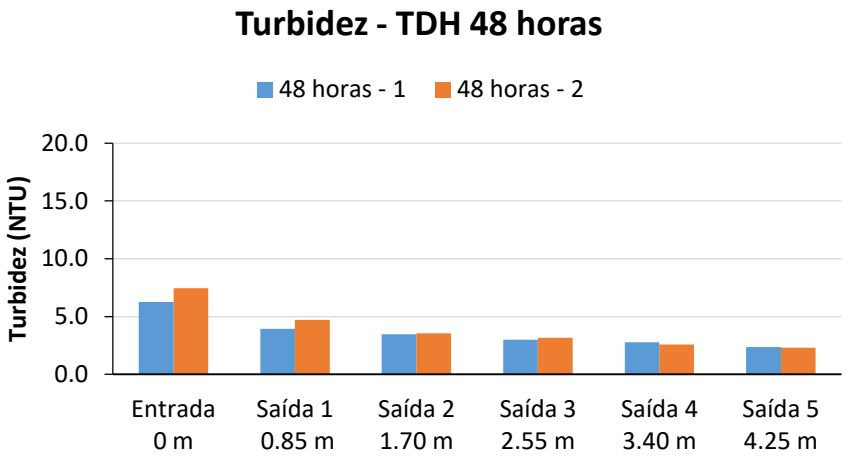


Figura 11 – Resultados das análises de turbidez. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas.

Os valores encontrados para turbidez do afluente da planta piloto foram baixos, quando comparados com os valores do mesmo lixiviado em estado bruto, 62,7

NTU, o que era esperado, pois tratava-se de um efluente que havia passado por várias etapas de tratamento, inclusive processos de coagulação e decantação.

A redução desse parâmetro foi satisfatória, pois em todos os tempos de detenção hidráulica, a eficiência de redução foi superior a 45%, resultado esperado, uma vez que, o tratamento de efluente por filtração apresenta uma capacidade significativa de retenção de partículas suspensas através do mecanismo de coagem (LIBÂNIO, 2005).

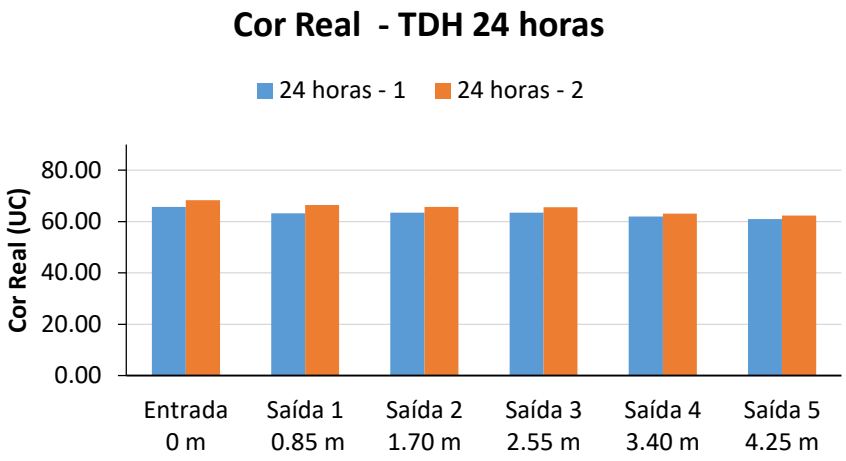
Esta redução pode ser notada visualmente (Figura 12) e foi maior na passagem do efluente pelos dois primeiros filtros. Entretanto, observa-se que nos tempos de detenção de 36 e 48 horas, os valores da turbidez da saída do Filtro 5 são bem próximos, entre 2,3 e 2,5 NTU, demonstrando um possível limite de remoção alcançado pelo sistema. Sendo assim, o TDH de 36 horas revelou-se suficiente para este parâmetro.

Figura 12 – Comparação do efluente de entrada com o da saída 5 do filtro.

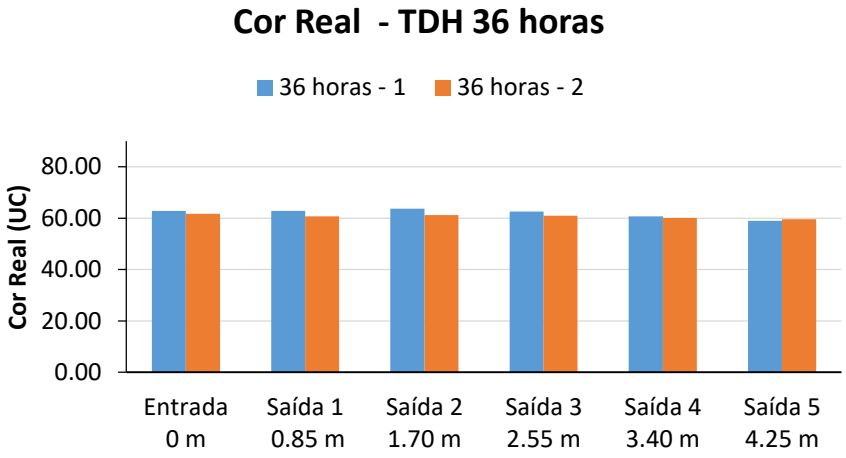
Outro parâmetro físico avaliado no presente estudo foi a cor. Os resultados encontrados para a cor real do afluente da planta piloto variaram entre 61,65 UC e 68,21 UC. Esses valores comparados com a cor real desse mesmo lixiviado em estado bruto (4.700 UC) são baixos devido aos processos de tratamento pelo quais já passou lixiviado analisado. Os valores encontrados para a saída da planta, Filtro 5, foram em média iguais a: 62,65 UC, para o TDH de 24 horas;

59,27 UC, para o TDH de 36 horas e, 62,42 UC para o TDH de 48 horas e, portanto, não representaram uma redução significativa deste parâmetro pelo sistema (Figura 13).

a)



b)



c)

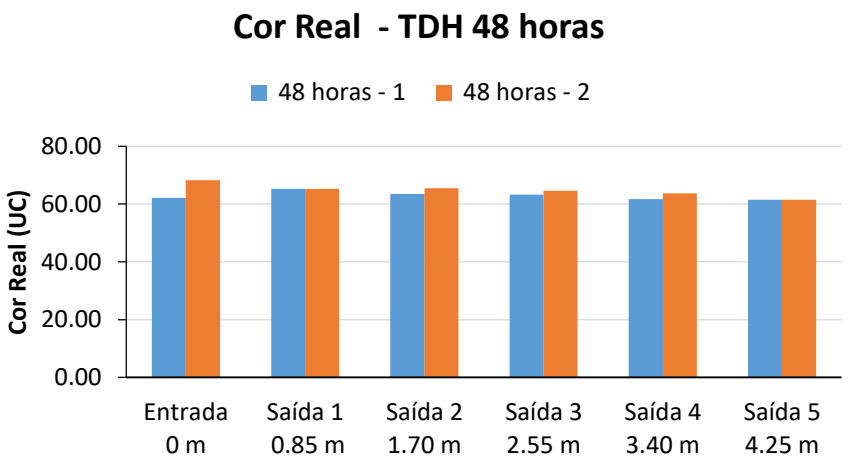


Figura 13 – Resultados das análises de cor real. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas.

Observa-se, então, uma baixa eficiência de redução deste parâmetro, de no máximo 10%, que ocorreu quando o valor da cor real da amostra de entrada se encontrou ligeiramente mais alta. Sabe-se que a cor real é resultado, principalmente, da presença de matéria orgânica natural dissolvida no meio aquoso, particularmente a matéria húmica, que consiste em ácidos húmicos e fúlvicos, sendo que ambos causam uma cor amarelo-marrom e, deve ser quantificada sem a interferência de matéria suspensa, considerando, assim, somente a matéria dissolvida (APHA, 2012). Como lixiviados brutos apresentam em sua composição compostos húmicos não biodegradáveis (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011), tal fato pode ter ocorrido pela possível presença desta matéria húmica dissolvida no afluente da planta, ocasionando dificuldade para redução da cor real, pois entende-se que os microrganismos biofilme presente no sistema de filtração digerem matéria biodegradável.

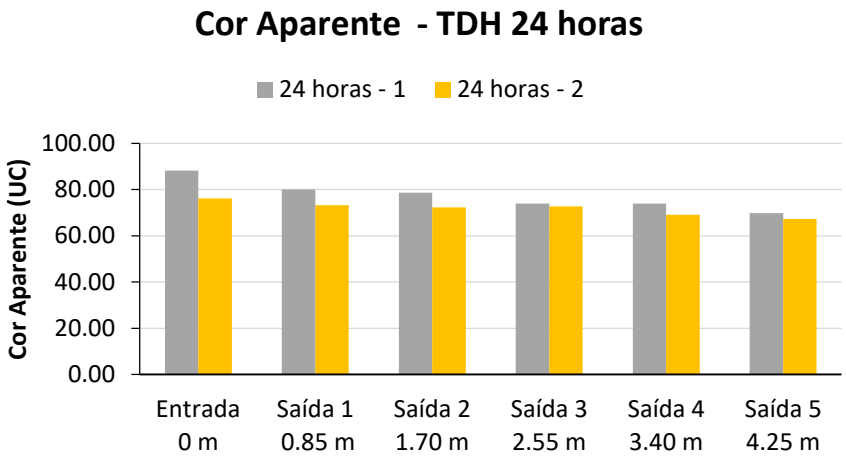
Ainda que não exista um limite legal para cor de efluentes em lançamento em corpos hídricos, as amostras coletadas em todos os pontos da planta apresentam uma cor real amarelada de impacto visual, mesmo depois de passarem por um processo de filtração com membrana em laboratório, como pode-se observar na Figura 14, associada à presença destes compostos recalcitrantes dissolvidos.

Figura 14 – Amostras Filtradas.

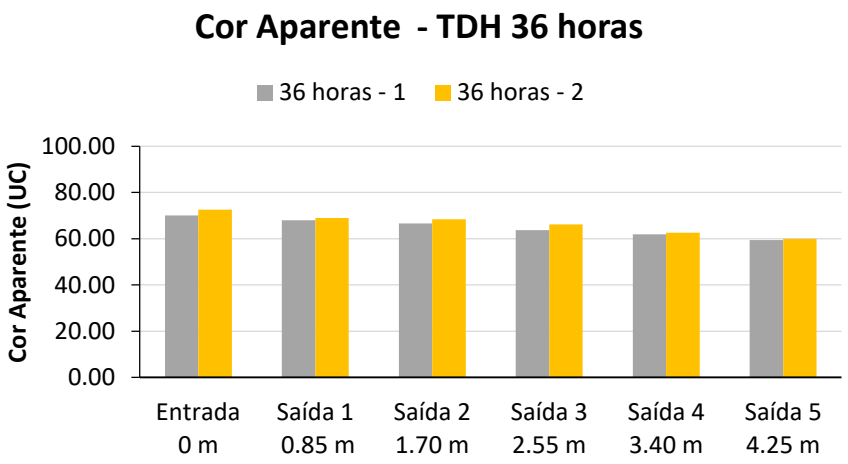
Sabe-se que a presença de materiais suspensos pode interferir na determinação da cor real do efluente, por conta disso, a cor em amostras com turbidez, ou seja, que não passam por processos de remoção de matérias suspensos para análise, como a filtração, é denominada cor aparente (APHA, 2012).

Com isso, os valores encontrados para cor aparente (Figura 15) foram maiores do que os valores de cor real devido à interferência da matéria em suspensão. Contudo, as diferenças entre esses resultados foram baixos em todas as amostras analisadas, apontando para valores reduzidos de concentração de matéria em suspensão, o que corrobora com os valores baixos encontrados para turbidez.

a)



b)



c)

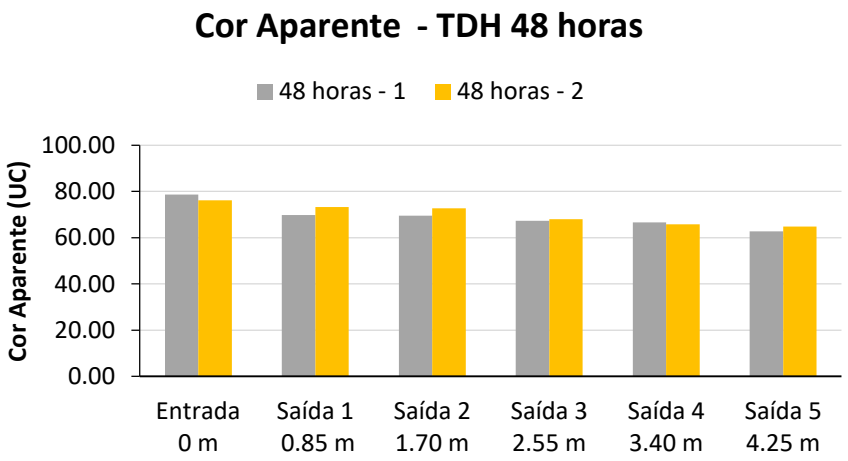


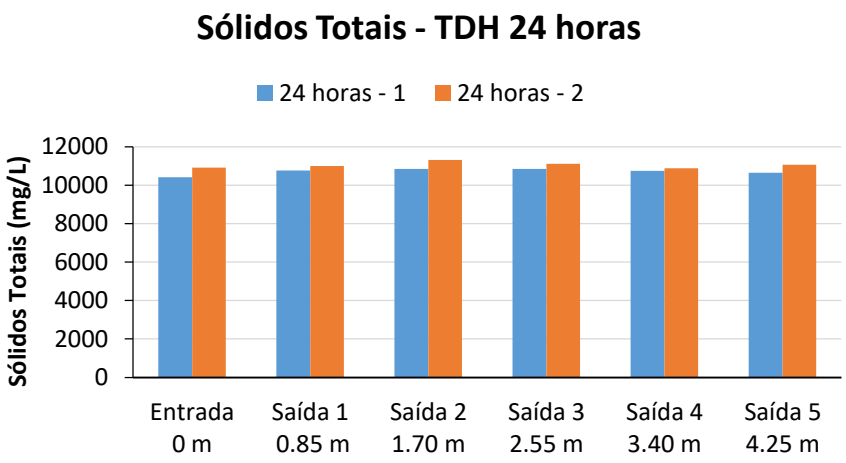
Figura 15 – Resultados das análises de cor aparente. a) TDH =24 horas, b) TDH = 36 horas e c) TDH = 48 horas.

A eficiência de redução da cor aparente foi um pouco mais elevada do que a da cor real, chegando até 20%, mas ainda não muito significativa. Contudo, este resultado vai novamente de acordo com o encontrado para turbidez, que apresentou uma eficiência de redução satisfatória, tendo em vista que estes dois parâmetros estão em função da matéria em suspensão. Isso indica uma remoção da pequena parcela de material suspenso ainda presente no lixiviado pelo sistema de filtração. Novamente, estes resultados são esperados, ao passo que, os processos de filtração são conhecidos por remover as partículas em suspensão do meio aquoso (VIANNA, 2002).

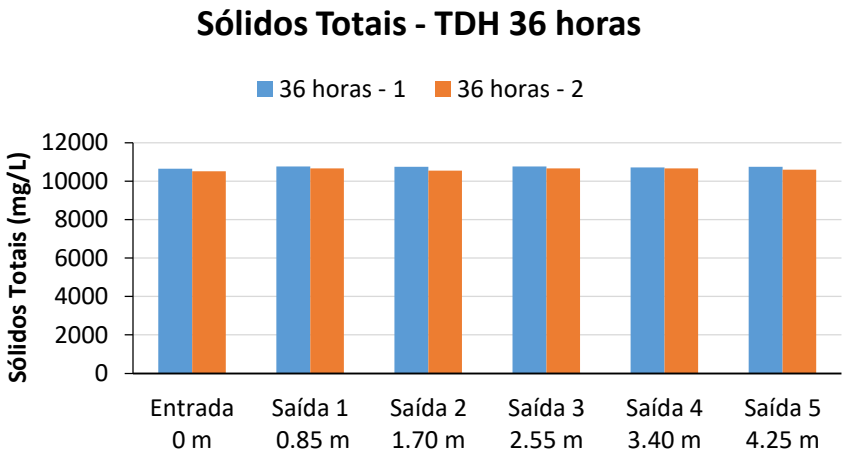
5.3 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS ST, SVT E SDT

O sistema de filtração estudado não impactou de forma significativa a concentração total de sólidos no lixiviado tratado (Figura 16). Os sólidos referem-se à matéria nos meios aquosos, e todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos (VON SPERLING, 1995). Desta maneira, a concentração de sólidos no lixiviado bruto é em função da decomposição dos resíduos presentes em aterros sanitários. Os Sólidos Totais (ST) de uma amostra incluem tanto a matéria suspensa, Sólidos Suspensos Totais (SST), como a matéria dissolvida, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (APHA, 2012).

a)



b)



c)

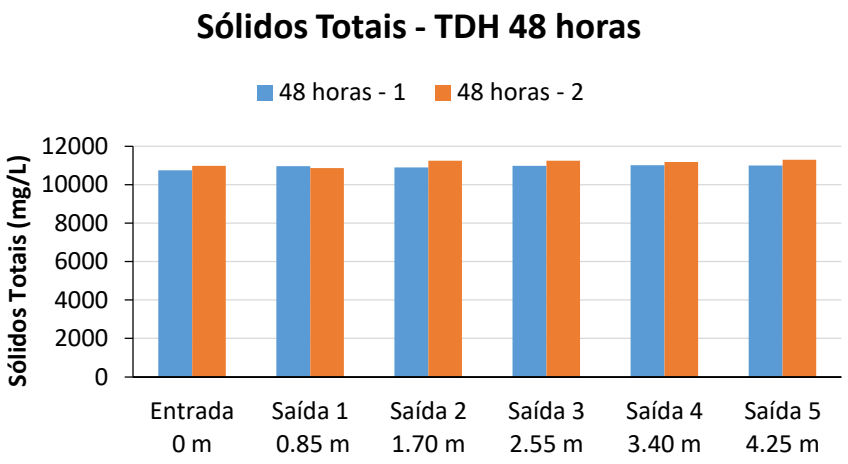
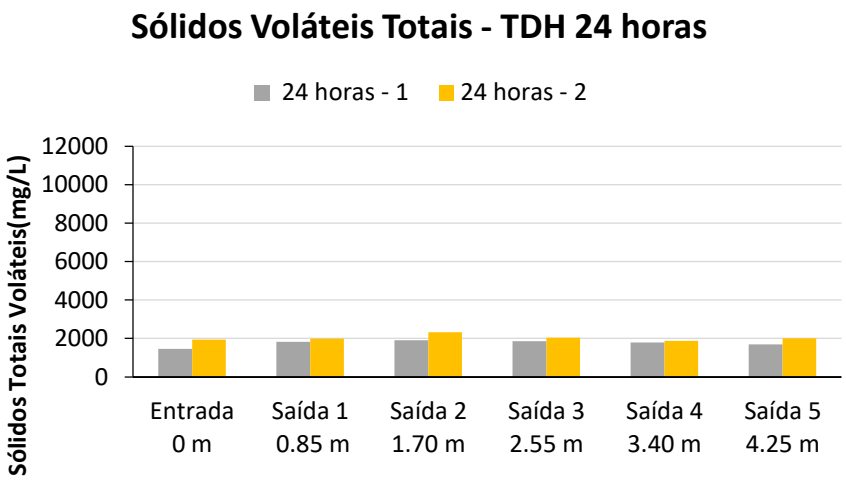


Figura 16 – Resultados das análises de Sólidos Totais. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

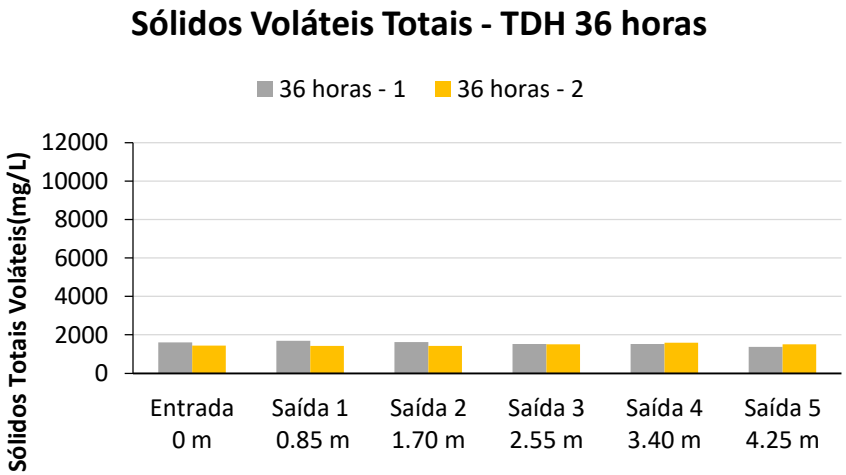
Assim, o sistema apresentou uma pequena e quase nula interferência neste parâmetro, tendo em vista que os valores das amostras da entrada e da saída final apresentaram uma variação máxima de apenas 3%.

Um fator que pode ter influenciado para a não remoção dos sólidos é a relação entre sua fração orgânica e inorgânica, que pode ser verificada pelos valores de Sólidos Voláteis Totais (SVT). Ao submeter os sólidos a uma temperatura elevada (550 ± 50°C), a fração orgânica é volatilizada, permanecendo após combustão apenas a fração inorgânica. Portanto, os SVT representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos (MORAVIA, 2010). A Figura 17 traz os valores encontrados para os resultados de SVT nas amostras coletadas.

a)



b)



c)

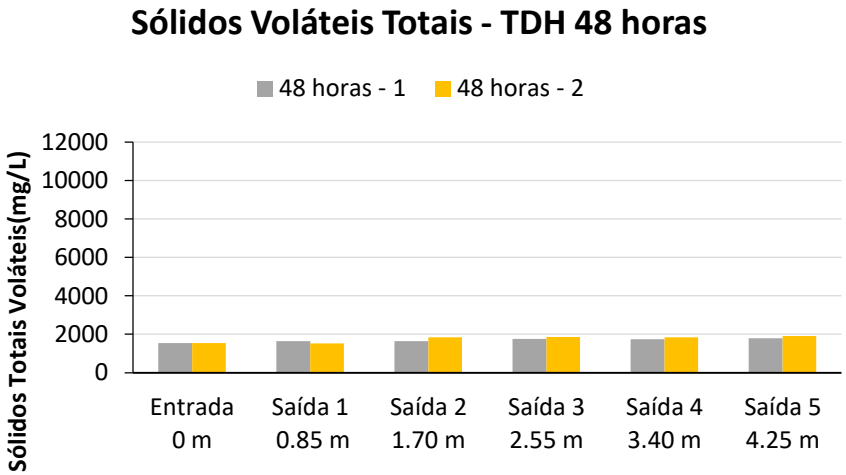


Figura 17 – Resultados das análises de Sólidos Voláteis Totais. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

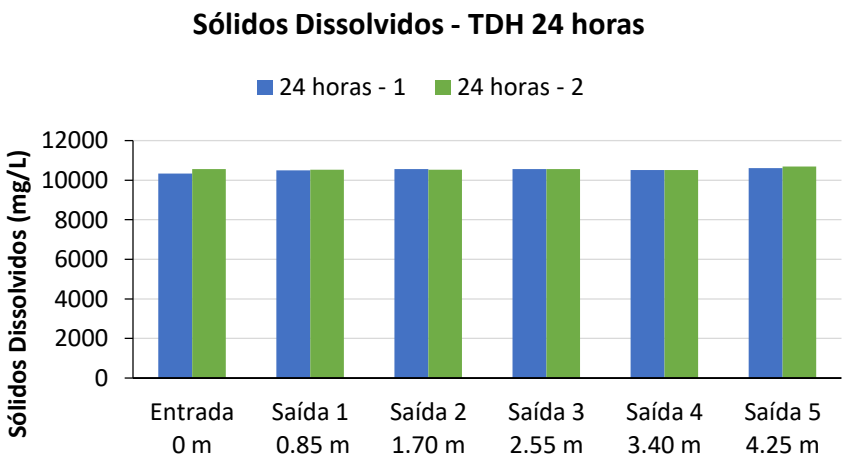
Nota-se que os valores encontrados para os SVT são bem inferiores quando comparados com os valores de ST. A relação SVT/ST, variou entre 0,13 e 0,21,

mostrando-se baixa para todas as amostras em todos os tempos de detenção, sendo os maiores valores encontrados no TDH de 24 horas. Isso indica que a maior parte dos sólidos presentes no lixiviado tratado é de caráter inorgânico, como por exemplo sais e metais presentes no lixiviado bruto que ainda poderiam estar no lixiviado em estudo (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011; GOMES, 2009; MORAVIA, 2010). Desta maneira, sabe-se que essa matéria inorgânica é dificilmente consumida pelo biofilme do filtro de escória, uma vez que, o comportamento dos biofilmes é baseado no papel natural dos microrganismos na ciclagem de elementos como carbono e nitrogênio, dificultando assim a remoção de ST do lixiviado tratado.

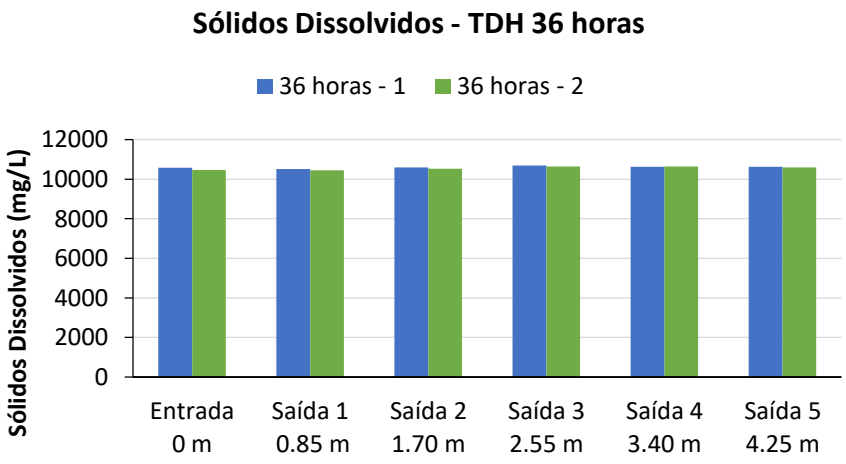
Observa-se também que a remoção da fração orgânica dos sólidos (SVT), não foi eficiente. Isso corrobora com a ideia da matéria orgânica restante no lixiviado ser não biodegradável e, assim, não ter sido consumida pelo biofilme do filtro em estudo.

Os resultados das análises dos Sólidos Dissolvidos Totais, reafirmam os resultados de cor real, cor aparente e turbidez. Os SDT representam quase a totalidade dos sólidos presentes na amostra, variando entre 93,04% e 99,92% dos sólidos encontrados (Figura 18 e Figura 19). Isso explica a pequena diferença nos valores de cor real e cor aparente, e também dos baixos valores de turbidez, pois indica uma baixa concentração de Sólidos Suspensos.

a)



b)



c)

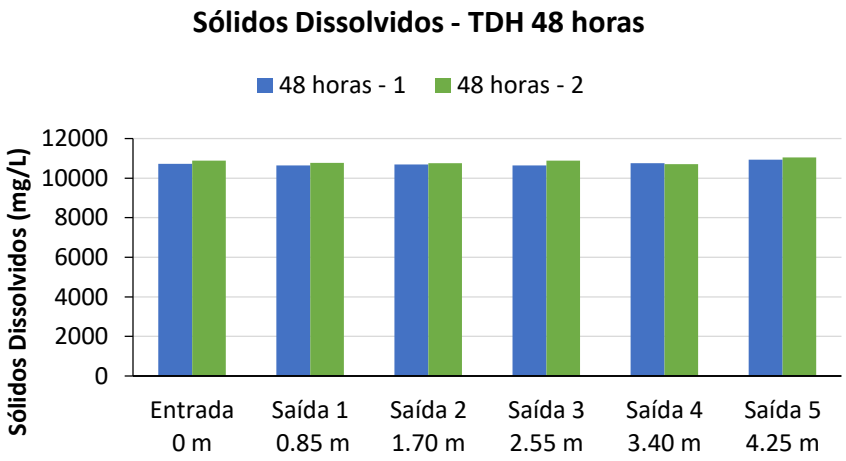


Figura 18 – Resultados da análises de Sólidos Dissolvidos. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

Figura 19 – Sólidos Totais e Sólidos Dissolvidos do Filtro 3 – A direita: amostra após 24 horas na estufa a 100º C (ST); A esquerda: amostra filtrada após 24 horas na estufa a 100º C (SD).

Para este parâmetro, também nota-se a baixa variação entre os valores encontrados no afluente da planta piloto em comparação com valores encontrados nas cinco saídas. Além da dificuldade do tratamento, ocasionada pelo fato de grande parte dos sólidos serem de caráter inorgânico e a fração orgânica ter caráter não biodegradável, outro ponto que pode ter interferido na eficiência de redução deste parâmetro é o fato dos filtros lentos apresentarem capacidade de remoção de Sólidos Suspensos através de mecanismos físicos, como, por exemplo, a coagem, e, como a grande parte dos sólidos é dissolvido, este mecanismo fica comprometido (LIBÂNIO, 2005).

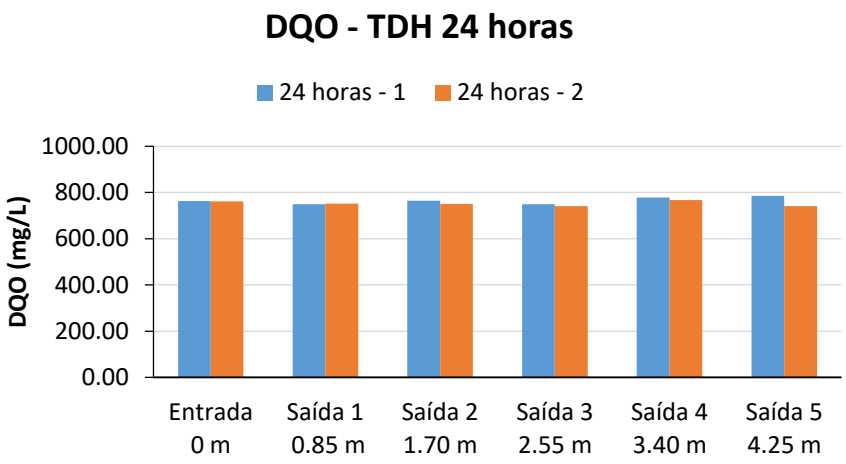
Por fim, percebeu-se ainda que a concentração de ST deste lixiviado em estado bruto é igual a 9.500 mg/L, isto é, menor do que a média encontrada para o afluente do sistema de filtração, lixiviado tratado em lagoas, sendo este último igual a 10.750 mg/L. Como a média de SD no afluente é igual a 10.685 mg/L, sabe-se que aproximadamente 99,40% dos ST são SD. Conclui-se, que este aumento da concentração de sólidos de caráter dissolvido se dá pela dissolução dos coagulantes inorgânicos utilizados nas lagoas, contribuindo também com o caráter inorgânico já verificado para os sólidos do efluente em estudo.

5.4 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS DQO E DBO_5

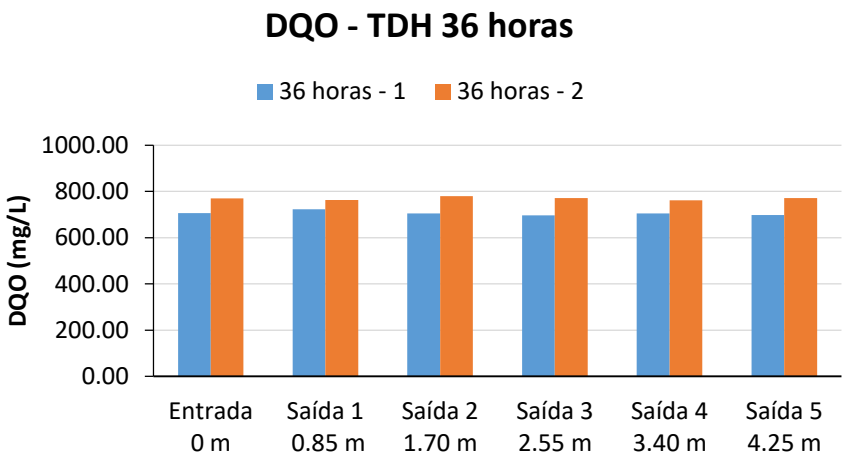
Os parâmetros DQO e DBO_5 foram analisados para quantificar, de forma indireta, a matéria orgânica presente no efluente. A demanda química de oxigênio (DQO) é baseada na concentração de oxigênio consumido para oxidar os componentes orgânicos de uma amostra sob condições controladas. Já a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a medida do oxigênio consumido por microrganismos em condições específicas (APHA, 2012).

Os resultados encontrados, para todos os tempos de detenção (Figura 20), demonstraram que a DQO não variou à medida que o efluente percorreu os filtros, sendo a diferença entre os valores da entrada e da saída do sistema menores que 5% em todos os TDH.

a)



b)



c)

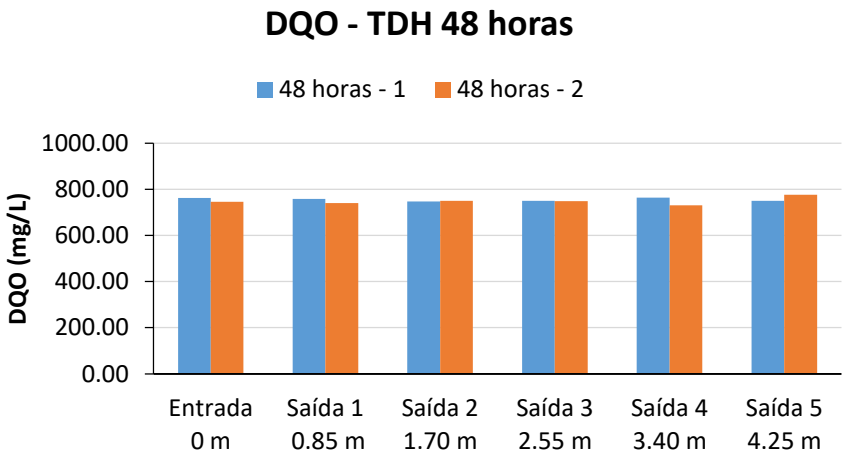


Figura 20 – Resultados encontrados para análise de DQO. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

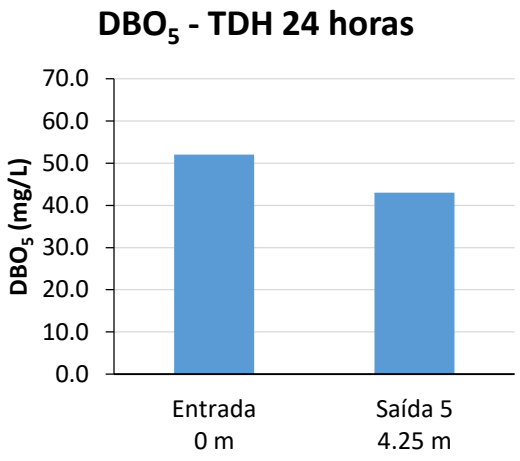
O valor da DQO do mesmo lixiviado em estado bruto é 2.932,5 mg/L, e os valores da DQO das entradas do sistema variaram de 706,1 a 770 mg/L, sendo assim, os

tratamentos anteriores removeram 74% da matéria orgânica presente no lixiviado bruto. Portanto, já ocorreu remoção de grande parte da matéria orgânica do efluente e, provavelmente, da matéria orgânica biodegradável mais facilmente digerida, restando então a matéria orgânica recalcitrante de mais difícil remoção.

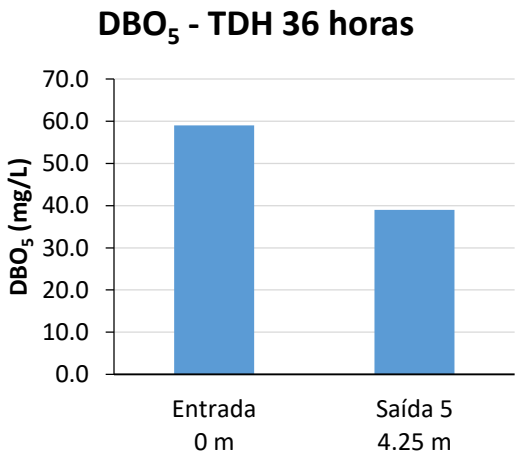
Outro resultado que corrobora com esta afirmação são os encontrados para a DBO_5 (Figura 21). Os valores da DBO_5 de entrada no sistema foram iguais a 52, 51 e 59 mg/L para os TDH de 24, 36 e 48 horas respectivamente, que em comparação com o valor da DBO_5 do lixiviado em bruto representaram uma remoção média de 88%.

O referido parâmetro apresentou eficiência de redução baixa, porém, mais significativa em comparação com a da DQO, pelo fato da DBO_5 representar somente a fração biodegradável da matéria orgânica presente no lixiviado, iguais a 17, 34 e 24% para os TDH de 24, 36 e 48 horas respectivamente.

a)



b)



c)

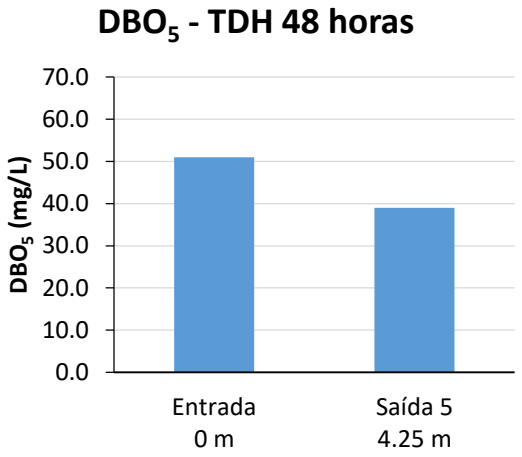


Figura 21 – Resultados encontrados para análises de DBO5. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

A relação DBO_5/DQO do lixiviado estudado, em estado bruto, é 0,2. Já a relação DBO_5/DQO do afluente do sistema, apresentou uma média, entre todas as amostras da entrada igual a 0,07, aproximadamente três vezes menor do que a verificada para o lixiviado bruto, indicando novamente a digestão da fração biodegradável nas etapas de tratamento anteriores.

Desse modo, ao saber que biofilme do filtro consome a matéria orgânica biodegradável (COMEAU, 2008), a matéria orgânica recalcitrante, presente nos lixiviados por conta de compostos húmicos, requer tratamentos oxidativos avançados para ser removida (MORAVIA, 2010). Por todos estes fatores, a

remoção da matéria orgânica ainda presente no lixiviado em estudo foi comprometida.

Vale ressaltar que as análises de DQO podem sofrer interferência devido à presença cloretos nas amostras (APHA, 2012). Acredita-se que as amostras em estudo ainda apresentem cloretos em sua composição, advindos da dissolução de sais, característica de seu caráter bruto (MORAVIA, 2010), como pode se observar na Figura 22. Desta maneira, os resultados de DQO encontrados podem ter sido interferidos pela presença deste íon.

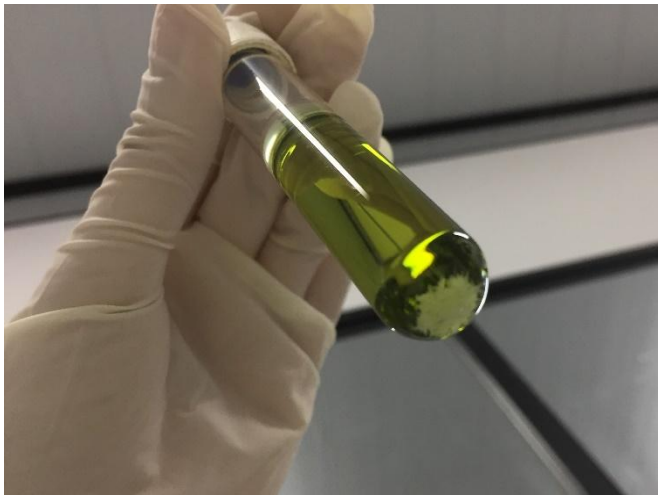


Figura 22 – Sais presentes na análise de DQO.

5.5 INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO NOS PARÂMETROS COLIFORMES E *E. COLI*

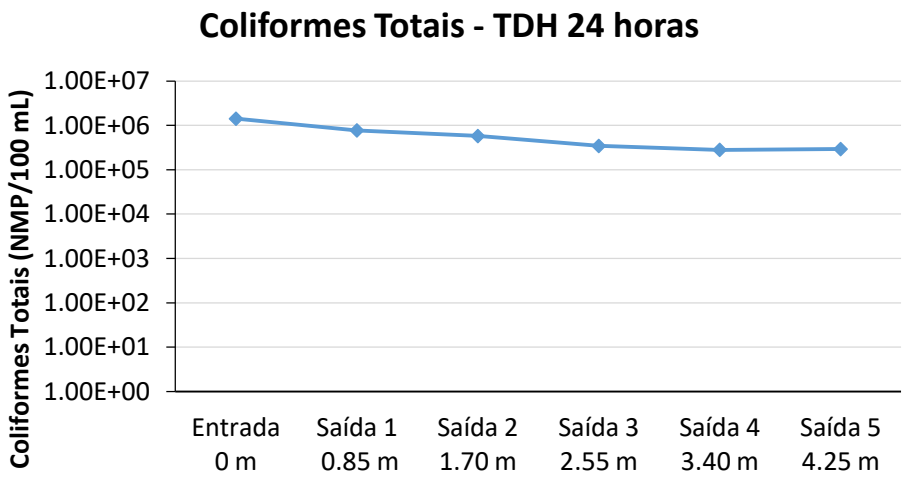
No lixiviado em estudo, em sua forma bruta, foi verificada uma concentração de coliformes igual a 2,44 x10^6 NMP/100 mL, e o parâmetro *E. coli* não foi analisado. Porém, estudos anteriores indicam a presença desse grupo de bactérias, mais especificamente da *E. coli*, em lixiviados de aterro sanitário bruto, originadas por resíduos contaminados com fezes (EL KADIRI *et al*., 2015; THREEDEACH *et al*., 2012). Sabe-se que os coliformes totais são bactérias bacilares, gram-negativas, aeróbias facultativas e, o principal representante desse grupo de bactérias é a *E. coli*, por esta ser uma bactéria de fácil isolamento e identificação em água e por ter seu período de sobrevivência semelhante ao dos agentes patógenos mais comuns

na flora intestinal, ela é considerada um excelente indicador de contaminação fecal (MADIGAN, *et al*., 2010).

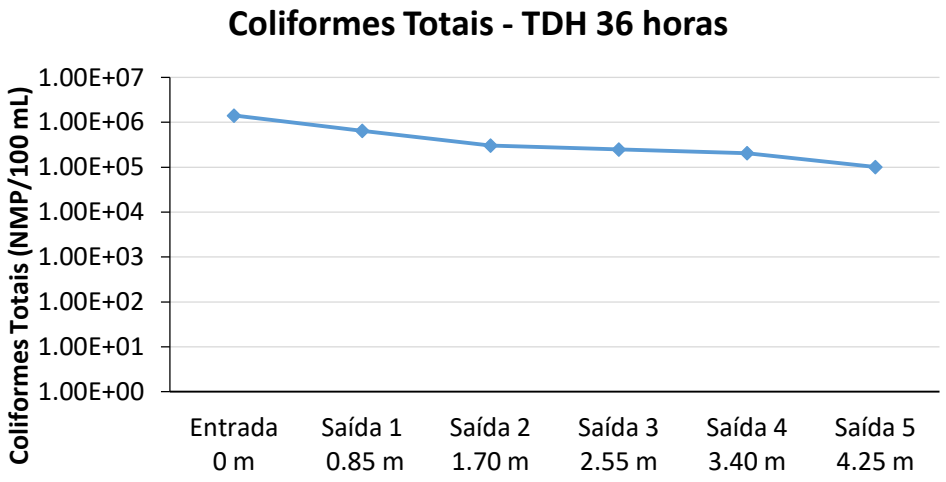
Os primeiros testes realizados no afluente da planta relataram a presença de coliformes totais no lixiviado tratado em menor escala do que no bruto, na ordem de 10^4 NMP/100 mL, e a ausência da bactéria *E. coli*, o que era esperado por esse efluente ter passado por uma série de lagoas, inclusive lagoa de polimento, etapa de tratamento eficiente na remoção de microrganismos patogênicos (GONÇALVES, 2003).

Após a contaminação, realizada para a verificação da redução também *de E. coli* pelo sistema, os valores encontrados para coliformes totais no afluente do sistema apresentaram a mesma ordem de grandeza (10^6) em todos as amostras coletadas. Em todos os TDH avaliados foi observada a redução dos valores quantificados para este parâmetro microbiológico à medida que o efluente percorria os filtros (Figura 23). Nota-se que a eficiência de redução aumentou com a elevação do tempo de detenção hidráulica, sendo igual a 79,3% no TDH 24 horas, 92,8% no TDH 36 horas e 99,7% no TDH de 48 horas.

a)



b)



c)

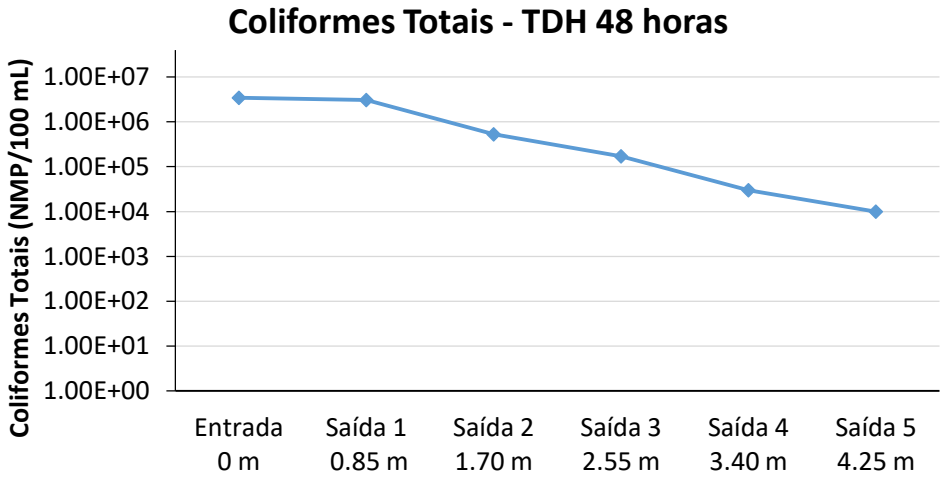
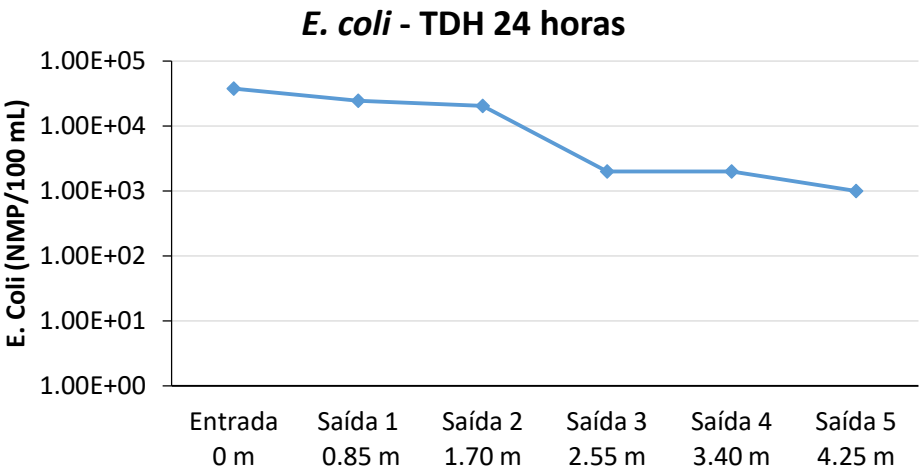


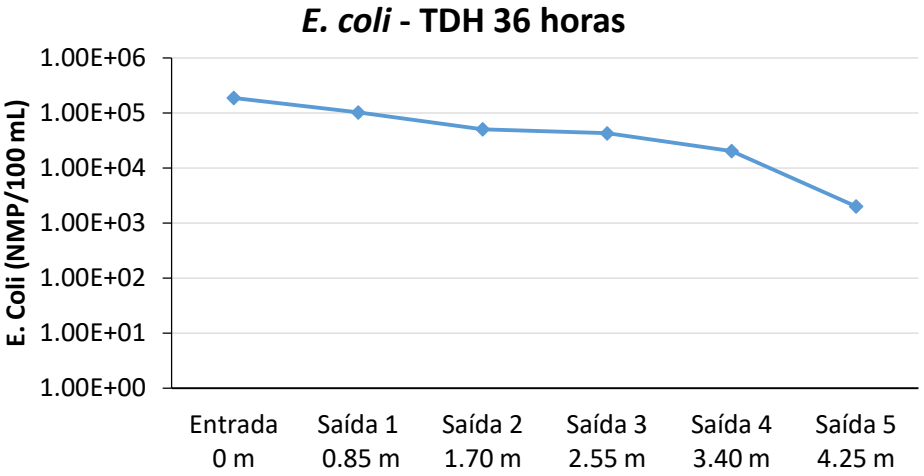
Figura 23 – Resultados das análises de coliforme total. a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

A quantidade de *E. coli* no afluente variou nas três amostras coletadas, após a contaminação. Observa-se que ao passar pelos filtros o NMP/100 mL de *E. coli* foi reduzido gradativamente (Figura 24) assim como ocorreu para coliformes totais.

a)



b)



c)

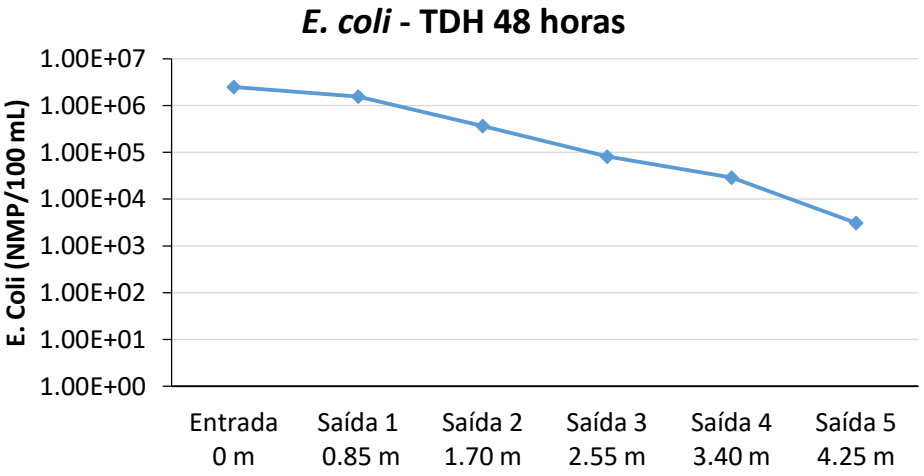


Figura 24 – Resultados das análises de *E. coli* a) TDH=24 horas, b) TDH=36 horas e c) TDH=48 horas.

A eficiência de redução desse parâmetro também foi maior no TDH mais elevado (48 horas) sendo igual a 99,9%, que representa a diminuição de três unidades logarítmicas. Já para os TDH de 24 horas, a remoção foi igual a 97,3% e no TDH de 36 horas igual a 98,9%.

Portanto, verifica-se que o TDH de 48 horas apresentou a melhor eficiência de redução para os dois parâmetros microbiológicos analisados, como pode-se verificar na Figura 25 (poços com presença de *E. coli* marcados com um ponto preto).

Figura 25 – Resultados da quantificação de Coliformes totais e *E. coli* no TDH de 48 horas.

Sabe-se que o meio suporte do filtro em estudo, a escória de aciaria, não apresenta toxicidade (ARCELORMITTAL, 2016), logo a redução dos microrganismos está associado a outros fatores.

Acredita-se que elevação do pH do efluente pode ter contribuído para a desinfecção do efluente em estudo. Segundo Hijikata *et al*. (2016), a *E. coli* pode não resistir a meios alcalinos, pois pH mais elevados podem levar a degradação de sua membrana externa e de suas atividades enzimáticas.

Outra hipótese, é que a elevação do pH tornou os microrganismos analisados viáveis mas não cultiváveis. Quando as bactérias são estão sujeitas a variações ambientais, como alterações no pH do meio, as células bacterianas podem se adaptar dinamicamente a essas mudanças, utilizando uma variedade de mecanismos genéticos (COLWELL, 2000). Com isso, as capacidades adaptativas poder levar a esta condição viável mas não cultiváveis que faz com que os microrganismos não sejam identificados nas análises laboratoriais.

Além disso, a remoção da turbidez está relacionada com a redução de Sólidos Suspensos e, desta forma, juntamente com as partículas retidas pelo filtro, poderiam estar associados microrganismos (VIANNA, 2002), o que pode ter cooperado com a redução observada para este parâmetro, visto que a o pós tratamento também apresentou uma remoção satisfatória da turbidez do efluente.

6 CONCLUSÃO

A presente pesquisa teve como objetivo geral avaliar um sistema de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário proveniente de lagoa de polimento, utilizando planta piloto de um filtro lento descendente preenchido com escória de aciaria.

O pH do efluente aumentou ao percorrer o filtro de escória de aciaria, atingindo valores acima do permitido pela CONAMA 430/11 para lançamento de efluentes em corpos hídricos em todos os TDH estudados. Entretanto, o pH não alcançou valores superiores a 9,5, possivelmente devido a uma série de reações entre substâncias presentes no lixiviado bruto que podem ter influenciado no equilíbrio do lixiviado tratado e estabilizado, e, ter ocasionado um tamponamento. Já a alcalinidade apresentou uma redução dos resultados com o aumento dos tempos de detenção, demonstrando que, ao longo da passagem do efluente pelos filtros, houve diminuição da concentração de bicarbonatos e aumento da concentração de carbonatos.

O pós-tratamento estudado removeu de forma satisfatória a turbidez do efluente, uma vez que, em todos os TDH, a eficiência de redução foi superior a 45%. Consequentemente, a eficiência de redução da cor aparente foi um pouco mais elevada do que a da cor real, por esse parâmetro representar a turbidez presente no efluente.

O sistema de pós-tratamento não foi capaz de remover efetivamente a cor real e a matéria orgânica do efluente em estudo. Acredita-se que esse resultado ocorreu devido a não biodegradabilidade da matéria húmica dissolvida restante no lixiviado, que fez com que o biofilme do sistema não conseguisse consumir esta matéria orgânica.

A pequena e quase nula interferência nos resultados das análises de Sólidos Voláteis Totais confirmaram a ideia da matéria orgânica restante no lixiviado ser não biodegradável. A relação SVT/ST, que variou entre 0,13 e 0,21, demostra que maior parte dos sólidos presentes no lixiviado são de caráter inorgânico e, assim, também não são consumidos pelo sistema. Além disso, os valores encontrados para Sólidos Dissolvidos (SD) correspondem a quase totalidade dos sólidos presentes nas amostras, variando entre 93,04% e 99,92% dos sólidos encontrados. Isso também explica a baixa eficiência de redução de sólidos, ao passo que, os filtros lentos apresentem mecanismos mais bem estabelecidos para remoção sólidos que estejam em suspensão (LIBÂNIO, 2005).

O filtro de escória de aciaria se mostrou efetivo para a redução de coliformes e *E. coli* do efluente. A eficiência de redução aumentou com a elevação do tempo de detenção hidráulica, nos dois parâmetros microbiológicos analisados, alcançando valores iguais a 99,7% para coliformes totais e 99,9% para *E. coli*, no TDH de 48 horas. Acredita-se que a elevação do pH pode ter contribuído com a desinfecção ou inativação dos coliformes totais e *E. coli*, pois os microrganismos presentes não resistem a meios alcalinos ou se adaptam a essas alterações tornando-se viáveis mas não cultiváveis (COLWELL, 2000; HIJIKATA *et al*., 2016). Além disso, como a redução da turbidez está relacionada com a redução de Sólidos Suspensos,

juntamente com as partículas suspensas retidas pelo filtro, podem estar associados microrganismos (VIANNA, 2002), o que também pode ter contribuído para a alta eficiência encontrada para estes parâmetros.

Por fim, conclui-se que o sistema de filtração lenta preenchido com escória de aciaria para o pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário, apresentou um bom desempenho na remoção turbidez e microrganismos (coliformes e *E. coli*). Contudo, devido ao caráter inorgânico de maior parte da matéria dissolvida no efluente e a não biodegradabilidade da fração orgânica, o filtro não foi capaz de alterar de forma significativamente os outros parâmetros estudados (cor, sólidos totais e dissolvidos, DQO e DBO_5). O sistema apresentou, ainda, influência nos parâmetros pH e alcalinidade, aumentando o primeiro e reduzindo o último.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial - ABDI (Org.). **Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos:** Análise da Viabilidade Técnica e Econômica. Brasília, 179 f., 2013.

AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. Desalination, Ottawa, n. 287, p. 41-54, jan. 2012.

AMARAL, Mailer Sene. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

ANJAB, Z. A. **Développement d'un lit de scorie d'aciérie pour la dephosphatation des eaux usées**. 2009. Master Thesis - Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.

APHA; AWWA & WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22a edição, Washington D. C./USA, American Public Health Association, 2012.

ARCELORMITTAL TUBARÃO (Brasil). **Escória de Aciaria LD.** Disponível em: <http://tubarao.arcelormittal.com/produtos/co_produtos/catalogo_produtos/escoria_aciaria_ld/introducao.asp>. Acesso em: 15 nov. 2016.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (Brasil) (Org.). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014.** 120 f. São Paulo: Grappa, 2014.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (Brasil) (Org.). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016.** 120 f. São Paulo: Grappa, 2016.

Associação Brasileira de Metalurgia e Materiais (ABM). **Gestão de Coprodutos:** Panorama do Setor Siderúrgico. Brasília: ABM, 2008.

Associação Brasileira de Normas Técnicas ABNT. NBR nº 10.004, de 30 de novembro de 2004. **Resíduos Sólidos - Classificação**. 2. ed. Brasil.

AVELAR, Janine Cabral. **Avaliação da escória de aciaria (LD) como leito cultivado e leito filtrante no pós-tratamento de efluente de reator UASB compartimentado.** 2008. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

BARBOSA, J. S. B. **Remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por nitrificação e desnitrificação via nitrito**. 2010. 126 f. Dissertação (Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

BARCA, Cristian *et al*. Steel slag filter to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: Removal mechanisms and performance. **Ecological Engineering.** Nantes, p. 214-222. 4 maio 2014.

BIDONE, F.; POVINELLI, J.; COTRIM, S. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de filtros percoladores. In: Congresso Brasileiro de Engenharia

Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais do Congresso.** Foz do Iguaçu: ABES - Trabalhos Técnicos, III-010. p. 1632-1645.

BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**: estudo de caso-central de resíduos do recreio, em minas do leão/rs. 2007. 168 f. Dissertação (Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

BLANCO, Ivan *et al*. Basic Oxygen Furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment. Evaluation of its potential as a substrate in constructed wetlands. **Water Research.** León, p. 355-365. 27 nov. 2015

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA**, Brasília, DF,17 mar. 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA**, Brasília, DF, maio de 2011.

CAMPOS, J.C. *et al*. Filtro Biológico Aeróbio: Resultados no Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Piraí – RJ. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, 2003, Joinville. **Anais do Congresso.** Joinville: ABES - Trabalhos Técnico, III-084. p 1-8.

CHRISTENSEN, T. H. *et al*. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, n. 16, p. 659-718, jul. 2001.

CLAVEAU-MALLET, D.; COMEAU, Y.; WALLACE, S. Removal of phosphorus, fluoride and metals from a gypsum mining leachate using steel slag filters. Water Research. n. 47, p. 1512-1520, dez. 2012.

COLWELL, Rita R. Viable but nonculturable bacteria: a survival strategy. **Journal of Infection and Chemotherapy**, v. 6, n. 2, p. 121-125, 2000.

COMEAU, Y. Microbial metabolism. Em: Henze, M. *et al*; Van Loosdrecht, M.; Ekama, G.; Brdjanovic, D. **Biological wastewater treatment: Principles, modeling and design.** IWA publishing, 2008, p. 9- 32.

Deliberação Normativa conjunta nº 01 de 2008 - DN01/2008 - **Conselho Estadual e Política Ambiental - COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH**. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Belo Horizonte, 2008.

DE BRITO-PELEGRINI, N. N.; PELEGRINI, R. T.; PATERNIANI, J. E. S. Filtração lenta no tratamento de percolado de aterro sanitário. **Minerva**, v. 4, n. 1, p. 85-93, 2007.

DE SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; DA MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar/Treatment of landfill leachate using a solar destillar. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 204, 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS A. D. Métodos e técnicas de tratamento de água. Segunda edição. São Carlos: RiMa, 2005.

EL KADIRI, A. *et al*. Physicochemical and bacteriological characterization of a leachate of a controlled discharge. **Larhyss Journal**, n. 24, p. 77-84, dez. 2015.

FERREIRA, João Alberto *et al*. Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 4**. ABES, 2001. p. 1-9.

FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 323 f. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia de

Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FOO, K. Y.; HAMEED, B. H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. **Journal of Hazardous Materials**, n. 171, p. 54-60, jun. 2009.

FRÉSCA, F.R.C. **Estudo da geração dos resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física.** f. 133. Dissertação (Mestrado), Ciências da Engenharia Ambiental, USP – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O.; CARVALHO, R. J. Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos. **Tecnologias Ambientais**, v. 4, 2011.

GOMES, Luciana Paulo. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GONÇALVES, Ricardo Franci. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

GOTVAJN, A. Z.; TISLER, T.; KONCAN, T. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, n. 162, p. 1446-1456, mar. 2009.

HIJIKATA, Nowaki *et al*. Bactericidal and virucidal mechanisms in the alkaline disinfection of compost using calcium lime and ash. **Journal of environmental management**, v. 181, p. 721-727, 2016.

Instituto Aço Brasil (IABR) (Brasil). Processo Siderúrgico. Disponível em: <http://www.acobrasil.org.br/site/portugues/aco/processo--introducao.asp>. Acesso em: 15 nov. 2016.

Instituto Aço Brasil (IABR). **Relatório de Sustentabilidade.** Rio de Janeiro: IABR, 2014.

Instituto Aço Brasil (IABR). **Relatório de Sustentabilidade.** Rio de Janeiro: IABR, 2016.

JO, Y.; KIM, J.; LEE, C. Continuous treatment of dairy effluent in a down flow anaerobic filter packed with slag grains: Reactor performance and kinetics. **Journal of The Taiwan Institute of Chemical Engineers.** Ulsan, p. 147-152. 7 set. 2016.

KO, M.; CHEN, Y.; JIANG, J.; Jhih-hua. Accelerated carbonation of basic oxygen furnace slag and the effects on its mechanical properties. **Construction and Building Materials.** Taipei, p. 286-293. 9 ago. 2015.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, Olsztyn, n. 99, p. 5981-5985, dez. 2007.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LIDE, David R. CRC Handbook of Chemistry and Physics 2003-2004: A Ready-Reference Book of Chemical and Physical Data. 2004.

LUZIA, M. R. *et al*. Utilização de filtros aeróbios em escala de laboratório para o tratamento do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais do Congresso.** Campo Grande: ABES - Trabalhos Técnicos, III-117. p.1-8.

MADIGAN, M. T. *et al*. Microbiologia De Brock. 12ª edição, editora Artmed. **Porto Alegre**, 2010.

MARAÑÓN, E. *et al*. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. **Journal of hazardous materials**, v. 156, n. 1, p. 538-544, 2008.

MATEJCZYK, Marek *et al*. Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. **Chemosphere**, n. 82, p. 1017-1023, nov. 2010.

MILLER, T. W. *et al*. Oxygen Steelmaking Process. In: FRUEHAN, Richard J.. **The Making, Shaping and Treating of Steel:** Steel Making and Refining Volume. 11. ed. Warrendela: AISE Steel Foundation, 2012. p. 475-524.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatálise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, vol. 29, p. 20-23, ago. 2005.

MORAVIA, Wagner. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por** membranas. 2010. 262 f. Tese (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerias, Belo Horizonte, 2010.

NASCIMENTO, J.F. **Estudo da Redução da Expansibilidade em Escória de Aciaria para Uso em Pavimentação Rodoviária**. Dissertação de Mestrado, 138p., Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, Brasil, 2003.

PORTUGAL. Decreto-lei nº 236, de 1 de agosto de 1998. Diário oficial da República Portuguesa, Lisboa, 1 ago. 1998. Série I-A, p. 3676 - 3722.

PORTUGAL. Decreto-lei nº 152, de 23 de maio de 2002. Diário oficial da República Portuguesa, Lisboa, 23 mai. 2002. Série I-A, p. 4680 - 4699.

RENOU, S. *et al*. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, n. 150, p. 468-493, set. 2007.

RIZZO, Ernandes Marcos da Silvera. **Processo de Fabricação de Ferro-Gusa em Alto-Forno.** Vitória: Associação Brasileira de Metalurgia, 2009.

SILVA, Diego Domingues da. **Remoção biológica do nitrogênio pela via curta de lixiviado de aterro sanitário operando um reator em bateladas sequenciais (SBR)**. 2009. 183 f. Dissertação (Pós-graduação Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

SMYTH, D.J.A. *et al*. Removal of phosphate and waterborne pathogens from wastewater effluent using permeable reactive materials. In: **Ground and water: Theory to Practice: 55th Canadian Geotechnical and 3rd Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences**. Niagara Falls: Canadian Geotechnical Society, 2002. p. 1123 -1128.

STIMSON, Jesse *et al*. Basic oxygen furnace slag as a treatment material for pathogens: Contribution of inactivation and attachment in virus attenuation. **Water Research.** Ontario, p. 1150-1157. 28 nov. 2009.

THREEDEACH, Sinata *et al*. Antibiotic resistance of Escherichia coli in leachates from municipal solid waste landfills: Comparison between semi-aerobic and anaerobic operations. **BioresourceTechnology**, n. 113, p. 253-258, jan. 2012

VIANNA, Marcos Rocha. Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. Belo Horizonte. **Imprimatur**, 2002.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. Aerobic biofilm reactors. In: **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005. p. 211-217.

WISZNIOWSKI, J. *et al*. Landfill leachate treatment methods: **A review. Environmental Chemistry Letters**, v. 4, n. 1, p. 51-61, 2006.

ZOLFAGHARI, *et al*. Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. **Journal of Environmental Management**, Quebec, n. 184, p. 318-326, out. 2016.