



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

DANUZA COSTA CAMPOS

**STRIPPING DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
REATORES DE FLUXO PISTONADO**

CAMPINA GRANDE

2009

DANUZA COSTA CAMPOS

**STRIPPING DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
REATORES DE FLUXO PISTONADO**

Dissertação apresentada ao Mestrado de
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, em
cumprimento às exigências para obtenção do
título de mestre.

ORIENTADOR: Dr. Valderi Duarte Leite

CO-ORIENTADOR: Dr. Wilton Silva Lopes

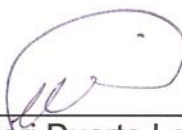
CAMPINA GRANDE

2009

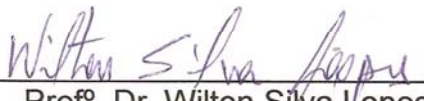
DANUZA COSTA CAMPOS

**STRIPPING DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
REATORES DE FLUXO PISTONADO**

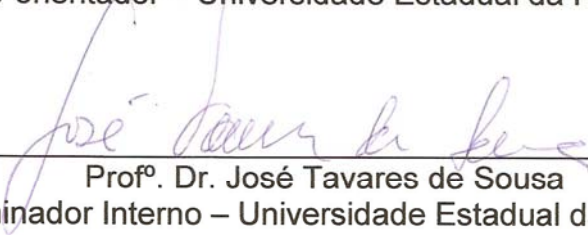
BANCA EXAMINADORA



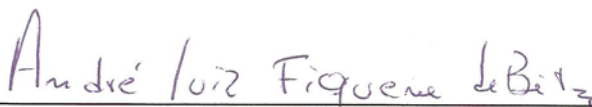
Profº. Dr. Valderi Duarte Leite
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Profº. Dr. Wilton Silva Lopes
(Co-orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Profº. Dr. José Tavares de Sousa
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba)



Profº. Dr. André Luiz Fiquene de Brito
(Examinador Externo – Universidade Federal de Campina Grande)

CAMPINA GRANDE

2009

Dedico este trabalho aos meus pais e ao meu esposo, que acreditaram nos meus esforços e me incentivaram durante esta caminhada.

Aos meus irmãos, que de forma direta ou indireta me incentivaram na busca dessa conquista.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela graça concedida de concluir este mestrado, pois sempre me deu força, equilíbrio e sabedoria para prosseguir nesta caminhada.

Aos meus pais, *Joaldo e Marta*, pelo amor, incentivo e dedicação para a concretização de mais um, entre tantos, projetos que devo a seus esforços e as suas presenças incessantes.

Ao meu esposo, *Valter*, que me apoiou, incentivou e compreendeu os momentos aos quais estive ausente.

Ao meu orientador, *Valderí*, pelo apoio, incentivo e orientação concedida durante a realização da pesquisa.

Ao co-orientador, *Wilton*, pelo apoio e valiosas sugestões, visando sempre o melhor desenvolvimento desta pesquisa.

Às minhas amigas, *Carol, Danielle, Patrícia, Rita e Sílvia*, pela ajuda, incentivo, companheirismo em todos os bons e maus momentos vividos durante o período do mestrado.

A todos os colegas, *em especial aos colegas da EXTRABES*, pelo companheirismo e ajuda durante toda a trajetória.

E a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para o êxito deste trabalho.

RESUMO

Com o aumento populacional, a geração de resíduos sólidos urbanos vem aumentando, e com isso a disposição final desses resíduos vem sendo um dos graves problemas ambientais enfrentados nos grandes centros urbanos. A forma de disposição mais utilizada ultimamente é o aterro sanitário, e quando os resíduos são biodegradados dentro das células dos aterros, esses geram lixiviado e biogás. O lixiviado é um líquido altamente poluidor, haja vista, possuir altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Tratar lixiviado é uma tarefa muito difícil devido a sua composição ser muito complexa. Um tratamento que vem sendo desenvolvido é o stripping de amônia, no qual a amônia vai ser removida do lixiviado por transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa. Com isso, o presente trabalho tem como objetivo estudar o processo de stripping de amônia em líquidos lixiviados, utilizando reatores em série de fluxo pistonado. Para a realização da parte experimental foram construídos quatro reatores em série de fluxo pistonados, com altura média de 50 centímetros, sem alimentação forçada de ar e sem correção do pH do lixiviado. O lixiviado utilizado foi proveniente do aterro metropolitano de João Pessoa, onde foi coletado e transportado até as dependências físicas do laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – EXTRABES e feito a caracterização físico-química. O monitoramento do sistema experimental constou de quatro fases distintas, com cargas superficiais aplicadas de 450, 500, 600 e 700 kg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, tempo de detenção hidráulica igual a 65, 60, 50 e 38 dias, e obteve-se uma eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 96,1%, 99,7%, 99,5% e 98,5%, respectivamente. Ao final do monitoramento, os reatores foram descarregados e feitos exames microscópicos no lodo remanescente de cada reator e pode-se observar a presença de bactérias fototróficas anoxigênicas, cocos, bacilos e algas. Pode ser constatado nesta pesquisa que quanto maior a carga superficial aplicada aos reatores, maior foi eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, podendo ainda ser testadas cargas superficiais maiores para verificar a remoção desse contaminante.

PALAVRAS-CHAVE: aterro sanitário, lixiviado, stripping de amônia, reatores de fluxo pistonado.

ABSTRACT

By the population growth, the production of municipal solid residues is enhancing, and consequently the final disposal of such residues has been one of the major environmental problems faced in large urban centers. Lately the most used form of arrangement is the sanitary landfill, and when the residues are biodegraded inside the landfill cells they produce leachate and biogas. The leachate is a highly liquid pollutant, besides having high concentrations of ammonia nitrogen. Treating leachate is a very difficult task once its composition is very complex. A kind of treatment that is being developed is the stripping of ammonia where this chemical will be removed from the leachate by the mass transfer of the liquid phase to gas. Therefore, this paper addressed to study the ammonia stripping process in leachate liquids using plug-flow reactors in series. In order to accomplish the experimental part four plug-flow reactors in series were built, with average height of 50 centimeters, without forced air supplier and without the leachate pH adjustment. The leachate samples used was from the metropolitan landfill of João Pessoa city, Paraíba, which was collected and transported to the EXTRABES laboratory and made the physical-chemical characterization. The experimental monitoring system consisted of four distinct phases, with applied superficial loads of 450, 500, 600 and 700 kg NH_4^+ . $\text{ha}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, hydraulic detention time equal to 65, 60, 50 and 38 days, and it was obtained an average efficiency of ammonia nitrogen removal around 96.1%, 99.7%, 99.5% and 98.5% respectively. At the end of monitoring, the reactor was discharged and made microscopic examinations of the remaining sludge reactor and each can observe the presence of bacteria fototróficas anoxigênicas, cocci, bacilli and algae. Can be found in this study that the higher the applied superficial load, was greater efficiency of removal of ammonia nitrogen, which may be load tested to verify the larger surface of contaminant removal.

KEYWORDS: landfill, leachate, ammonia stripping, plug-flow reactors in series

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Distribuição da amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) em função do pH.....	24
Figura 2 Esquema dos reatores de fluxo pistonado.....	34
Figura 3 Reatores de fluxo pistonado.....	35
Figura 4 Comportamento da concentração do nitrogênio amoniacal.....	42
Figura 5 Variação das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal em cada fase.....	43
Figura 6 Representação GT2 da remoção do N-amoniacal entre as fases.....	44
Figura 7 Comportamento da concentração de DQO total.....	46
Figura 8 Comportamento da concentração de DQO filtrada.....	46
Figura 9 Variação das eficiências de remoção de DQO total entre as fases.....	47
Figura 10 Representação GT2 da remoção de DQO total entre as fases.....	48
Figura 11 Comportamento do pH.....	49
Figura 12 Comportamento da concentração de alcalinidade total.....	50
Figura 13 Comportamento da concentração dos ácidos graxos voláteis.....	51
Figura 14 Comportamento da concentração dos sólidos totais voláteis.....	52
Figura 15 Comportamento da concentração dos sólidos suspensos voláteis.....	53
Figura 16 Microscopia comum do lodo gerado em cada reator de fluxo pistonado.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.....	22
Tabela 2 Parâmetros físicos aplicados aos reatores de fluxo pistonado.....	33
Tabela 3 Parâmetros operacionais aplicados ao monitoramento dos reatores nas quatro fases.....	36
Tabela 4 Métodos analíticos aplicados ao sistema experimental.....	37
Tabela 5 Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r).....	38
Tabela 6 Dados da caracterização química do lixiviado do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa.....	41
Tabela 7 Modelo cinético, ajuste da curva e velocidade de remoção do NH_3 (k)...	45
Tabela 8 Modelo cinético, ajuste da curva e velocidade de remoção de DQO (k).....	48
Tabela 9 Matriz de correlação da fase 1.....	54
Tabela 10 Matriz de correlação da fase 2.....	54
Tabela 11 Matriz de correlação da fase 3.....	54
Tabela 12 Matriz de correlação da fase 4.....	55

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AT	Alcalinidade Total
CaCO₃	Carbonato de Cálcio
CO₂	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CSA	Carga Superficial Aplicada
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias
DBO/DQO	Razão de biodegradabilidade
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO_t	Demanda Química de Oxigênio Total
DQO_f	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
EXTRABES	Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário
H₂S	Gás sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K_b(H)	Constante de dissociação
kg NH₄⁺ . ha⁻¹.dia⁻¹	Quilograma de íon amônio por hectare por dia
mg/L	Miligrama por litro
NaOH	Hidróxido de Sódio
NBR	Norma Brasileira
NH₃	Amônia livre
NH₄⁺	Íon amônio ou amônia ionizada
NO₂⁻	Nitrito
NO₃⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total de Kjeldahl
N₂	Gás nitrogênio
OH⁻	Radical hidroxila

pH	Potencial Hidrogeniônico
POA	Processos Oxidativos Avançados
PVC	Poli Cloreto de Vinila
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
%	Porcentagem

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	17
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS E MEIO AMBIENTE.....	17
3.2 LIXIVIADO.....	19
3.3 A QUÍMICA DO NITROGÊNIO.....	21
3.4 TRATAMENTO DE LIXIVIADO.....	25
3.5 STRIPPPING DE AMÔNIA.....	28
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1 REALIZAÇÃO DO TRABALHO.....	33
4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL.....	33
4.3 LIXIVIADO.....	35
4.4 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	35
4.5 PARÂMETROS ANALÍTICOS.....	36
4.6 EXAMES MICROSCÓPICOS.....	37
4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	37
4.8 CONSTANTE CINÉTICA.....	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	40
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO.....	40
5.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	41
5.2.1 NITROGÊNIO AMONIACAL.....	42
5.2.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	45
5.2.3 POTENCIAL HIDROGENIONICO (pH).....	49
5.2.4 ALCALINIDADE TOTAL.....	50
5.2.5 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS.....	51
5.2.6 SÓLIDOS.....	52
5.3 MATRIZ DE CORRELAÇÃO.....	53

5.4 EXAMES MICROSCÓPICOS.....	56
6 CONCLUSÕES.....	57
REFERÊNCIAS.....	59

1 INTRODUÇÃO

A problemática dos resíduos sólidos tomou dimensões preocupantes a partir do momento em que as atividades humanas começaram a produzir resíduos em quantidades que ultrapassaram a capacidade de assimilação do meio ambiente. A disposição desses resíduos em locais inapropriados pode causar vários danos ao meio ambiente, precisando ser coletados e tratados de maneira correta.

Uma técnica segura para a disposição desses resíduos é o aterro sanitário, pois, quando bem projetado e operado, minimiza os impactos causados pelos subprodutos da decomposição dos resíduos. O lixiviado e o biogás são os principais subprodutos da decomposição dos resíduos e quando o aterro é bem projetado, há coleta desses subprodutos para posteriormente serem encaminhados para o tratamento adequado.

O lixiviado é gerado pelas diversas frações de água presente nos resíduos aterrados, mais águas superficiais que normalmente infiltram nas células dos aterros. Quando o lixiviado é disposto de forma inadequada, gera vários impactos ao meio ambiente devido ao seu alto poder poluidor, sendo necessário tratar antes de ser lançado em corpos receptores.

Não é tarefa fácil tratar lixiviado, haja vista o mesmo apresentar variações acentuadas de valores de pH, nitrogênio amoniacal, metais pesados e demais outros parâmetros que contribuem negativamente para o processo de tratamento biológico. O lixiviado gerado pelos aterros sanitários instalados nas principais cidades brasileiras, ainda não são tratados de maneira sanitariamente correta e ambientalmente sustentável, tornando-se um dos grandes problemas de saneamento básico.

No geral, os líquidos lixiviados gerados nos aterros sanitários das principais cidades brasileiras, são tratados em sua grande maioria em lagoas de estabilização, digestores anaeróbios, tanques sépticos, filtro biológico e recirculação na própria célula. Frente às características biológicas do lixiviado, as unidades de tratamento adotadas, não têm produzido efluente que atenda as normas de lançamento, estabelecida pelo CONAMA na resolução de nº. 357/2005, que é de 20mg/L (CONAMA, 2008).

Um tratamento que vem sendo estudado e tem se mostrado eficiente na remoção de amônia em lixiviados é o stripping de amônia, que é um processo de

transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa, através da injeção de ar no líquido por meio de difusores ou outros mecanismos de aeração, após estar estabelecida a condição pH adequado. A introdução mecânica de ar no meio líquido, pela ação da circulação dessa massa de ar, favorece a expulsão ou o arraste do nitrogênio amoniacal, principal poluente atmosférico, normalmente para a atmosfera.

Estudos sobre o tratamento de lixiviados de aterros sanitários vêm sendo desenvolvidos desde a década de 80 e várias universidades como UFPE, USP, UFSCar, UFRJ, UFPR e UFMG vêm estudando o processo de stripping de amônia de líquidos lixiviados de aterros sanitários para diminuir o impacto causado pelos lixiviados. A maioria dessas pesquisas vem sendo desenvolvidas em escala piloto para posteriormente serem colocadas em práticas em escala real nos aterros sanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- ❖ Estudar o processo de stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonados, levando-se em consideração a carga superficial aplicada.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ❖ Realizar a caracterização física e química do lixiviado;
- ❖ Avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal nas diferentes cargas superficiais aplicadas;
- ❖ Determinar a velocidade de remoção de nitrogênio amoniacal;
- ❖ Avaliar a remoção de DQO durante o tratamento físico-químico.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS E MEIO AMBIENTE

A geração dos resíduos sólidos cresce proporcionalmente com o aumento da população e com o consumo de produtos que geram variedades cada vez maiores de elementos descartáveis como plásticos, metais, papelões. Atualmente as indústrias tornaram as embalagens, em geral, como parte anexa do produto de consumo, contribuindo para o aumento de inertes nos depósitos de resíduos.

De acordo com a norma Brasileira NBR-10.004, os resíduos sólidos são materiais heterogêneos nos estados sólidos e semi-sólidos, resultantes das atividades de comunidades originadas de indústrias, hospitais, domicílios, comércio, agricultura ou rural, de serviços e de varrição. Consideram-se também como resíduos os lodos provenientes das estações de tratamento de esgoto sanitário ou industrial, resíduos gerados por equipamentos e instalações de controle de poluição e, determinados líquidos, cujas características tornem inviável o seu lançamento em redes de esgotamento públicas ou nos corpos receptores (ABNT, 2004).

A ABNT (2004) ainda classifica os resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública, em função de suas propriedades físicas, químicas e infecto contagiosas para que estes resíduos possam ter manuseio e destinação adequados. Estes são classificados em:

- Classe I (perigosos): Apresentam as seguintes propriedades: inflamabilidade, toxicidade, corrosividade, reatividade e patogenicidade.
- Classe IIA (não inertes): São os que apresentam propriedades de combustilidade, biodegradabilidade e solubilidade em água, não se enquadram como resíduos de classe I ou IIB.
- Classe IIB (inertes): São aqueles que possuem nenhum de seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos de potabilidade de águas.

O desenvolvimento social influencia diretamente a geração de consideráveis volumes de resíduos sólidos, cujas características heterogêneas derivam das atividades humanas sob o ponto de vista econômico e cultural. A disposição dos

resíduos sólidos é o fator determinante à problemática de ordem sanitária, econômica e principalmente estética.

Segundo Cassini et al. (2003), os resíduos sólidos urbanos são constituídos basicamente por matéria orgânica putrescível, plástico, vidro, ossos, material metálico ferroso e não ferroso e demais tipos de resíduos que muitas vezes são denominados material inerte.

Cerca de 50% (percentagem em peso) dos resíduos urbanos gerados são constituídos por matéria orgânica putrescível; essa fração quando biodegradada no meio ambiente contamina os corpos aquáticos e o solo, por causa da grande concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado gerado, além da alta concentração de DQO e determinados metais pesados.

Coletar e dispor adequadamente os resíduos sólidos ainda é um problema para muitos municípios brasileiros, cerca de 61% dos resíduos gerados não tem coleta adequada (CUNHA, 2008).

Os resultados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (IBGE, 2000) demonstraram que o quantitativo dos resíduos coletados no Brasil apresenta um valor de 240.000 ton/dia. Deste valor, 21% são dispostos em lixões, 37% em aterros controlados, 36% em aterros sanitários e 6% em outros sistemas de disposição final.

O aterro sanitário constitui uma forma de destinação final de resíduo largamente utilizado nos dias atuais, em virtude de sua simplicidade de execução, seu baixo custo e capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos, quando comparadas às demais formas de tratamento de resíduo.

Contudo existem fatores limitantes a essa prática como a redução da disponibilidade de áreas próximas aos centros urbanos, os riscos ambientais associados à infiltração do lixiviado e a emissão descontrolada de biogás.

Um aterro sanitário segue normas técnicas de construção e deve apresentar drenagem de lixiviado, biogás e águas superficiais, impermeabilização da base do terreno e camada de cobertura final. As etapas básicas de operação são a chegada, pesagem e descarregamento do resíduo na frente de descarga, seguido da compactação e da cobertura do resíduo depositado, preparando assim o terreno para recebimento de uma nova camada de resíduos até que se atinja a cota final de projeto.

3.2 LIXIVIADO

A ABNT (NBR 8419/1992) define percolato, como líquido que passou através de um meio poroso; e chorume, como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada demanda biológica de oxigênio. Esta mesma norma define lixiviação como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

Neste trabalho preferiu-se utilizar a denominação “lixiviado” de aterro sanitário ao invés de percolato ou chorume, por acreditar que esta denominação define melhor este líquido, além de padronizar com as definições internacionais, uma vez que em Portugal e nos países de língua espanhola também se utiliza o termo lixiviado, em francês utiliza-se o termo lixiviat, em inglês o termo é leachate.

A formação de lixiviados é função da precipitação, disponibilidade de água no local, características dos resíduos depositados e método de impermeabilização do aterro. De acordo com El-Fadel et al. (2002), os fatores que influenciam no processo de formação de lixiviados podem ser divididos naqueles que contribuem diretamente no teor de umidade do aterro (drenagem superficial, chuva, águas subterrâneas, conteúdos de umidade inicial, recirculação e a decomposição dos resíduos) e aqueles que afetam a distribuição da umidade dos resíduos aterrados (compactação, permeabilidade, granulometria, vegetação, camada de cobertura, impermeabilização, entre outros). Dentre as fontes que contribuem para a formação do lixiviado, a água da chuva, que percola através da camada de cobertura é, sem dúvida, a mais relevante (ALCÂNTARA, 2007).

Nem toda água que alcança a superfície do aterro se converte em lixiviado. Parte desta água se perde por escoamento superficial, se os resíduos do aterro estão cobertos superficialmente com solo. Outra parte da água se perde por evaporação direta do solo. Ambos os processos normalmente se combinam e denomina-se evapotranspiração. O restante da água infiltrar-se-á na cobertura de solo e uma porção desta ficará retida no solo (MONTEIRO, 2003). Teoricamente, nenhum lixiviado será formado até, que a umidade do meio exceda a capacidade de campo, que de acordo com Alcântara (2007) representa a quantidade de água provável que será retida pelos resíduos, antes da produção de lixiviado.

O lixiviado é um líquido de alto poder poluidor, cuja principal característica é a variabilidade de sua composição em decorrência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável resultando em inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos (CHRISTENSEN et al., 2001)

O lixiviado é considerado tóxico devido à presença de compostos recalcitrantes, metais pesados, elevadas concentrações de amônia e alcalinidade. Entretanto, segundo Clément et al. (1997), a toxicidade do lixiviado não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem a soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre diferentes substâncias existentes no lixiviado.

Os parâmetros físico-químicos e biológicos mais freqüentes utilizados para determinar a composição do lixiviado são pH, DQO, DBO₅, COT, NTK, nitrogênio amoniacal, alcalinidade, série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis, metais pesados e toxicidade (RENOU et al. 2007). Tais parâmetros são essenciais para controlar a descarga do lixiviado tratado nos corpos hídricos receptores. Dentre esses parâmetros pode-se destacar a DBO e a DQO, pois a biodegradabilidade da matéria orgânica presente no lixiviado é comumente determinada pela relação DBO/DQO.

A relação DBO₅/DQO no lixiviado pode sugerir o estágio de degradação dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, indicar a maturidade do aterro e do lixiviado, a qual decresce com o tempo. Aterros novos geram lixiviado com relação DBO₅/DQO em torno de 0,5 ou maior, e relações entre 0,4 e 0,7 são indicadores da melhor biodegradabilidade, enquanto que em aterros antigos a mesma relação situa-se normalmente na faixa entre 0,05 e 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos, constituintes considerados de difícil biodegradação ou recalcitrantes (EL-FADEL et al., 2002).

A variação da composição química do lixiviado depende, dentre outros fatores apresentados, principalmente da idade do aterro. Segundo Lins (2003) a composição do lixiviado varia com o transcorrer dos anos, de acordo com as fases da vida do aterro, nas quais compostos químicos podem surgir ou desaparecer. As transformações ocorridas durante a degradação da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos são do tipo biológico e podem realizar-se aerobiamente ou anaerobiamente, segundo a disponibilidade de oxigênio.

Souto e Povinelli (2007) reuniram dados disponíveis na literatura referentes ao lixiviado de 25 aterros, localizados em nove estados e resumiu as características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros. Na Tabela 1 encontra-se o resumo das características mais prováveis do lixiviado de aterros sanitários brasileiros.

A elevada concentração de nitrogênio amoniacal é um dos fatores que mais preocupa nas características de lixiviados de aterro sanitário, sendo um importante traçador da contaminação do lixiviado nos corpos hídricos (GIORDANO et al., 2002). Com isso a preocupação de tratar o lixiviado para diminuir os impactos causados pela alta concentração de nitrogênio amoniacal.

3.3. A QUÍMICA DO NITROGÊNIO

A química do nitrogênio é muito complexa devido aos diversos estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir na natureza e pelo fato de que essas mudanças podem ser produzidas por microrganismos. Para complicar a situação, os estados de oxidação do nitrogênio podem ser modificados positivamente ou negativamente por bactérias dependendo das condições ambientais que prevalecem, sejam elas, anaeróbias, aeróbias ou anóxicas (SAWYER et al., 2003).

As formas mais comuns e importantes de nitrogênio em águas residuárias são: amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), gás nitrogênio (N_2), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-); e seus correspondentes estados de oxidação no meio ambiente são: -3, -4, 0, +3 e +4, respectivamente. (SAWYER et al., 2003).

Em lixiviados de aterros sanitários, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do nitrogênio amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro em meio anaeróbio quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico formado pela reação entre a unidade do resíduo e o dióxido de carbono também resultante da decomposição da matéria orgânica (CONTRERA, 2008).

Tabela 1 Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78 %
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	750 – 11400	750 – 7100	69 %
Dureza (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	95 – 3100	95 – 2100	81 %
Condutividade (μS/cm)	2950 – 25000	2950 – 17660	77 %
DBO (mg.L ⁻¹)	<20 – 30000	<20 – 8600	75 %
DQO (mg.L ⁻¹)	190 – 80000	190 – 22300	83 %
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	10 – 480	10 – 170	63 %
Fenóis (mg C ₆ H ₅ OH.L ⁻¹)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58 %
N-NTK (mg.L ⁻¹)	80 – 3100	Não há	-
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	0,4 – 3000	0,4 – 1800	72 %
N-orgânico (mg.L ⁻¹)	5 – 1200	400 – 1200	80 %
N-nitrito (mg.L ⁻¹)	0 – 50	0 – 15	69 %
N-nitrato (mg.L ⁻¹)	0 – 11	0 – 3,5	69 %
P-total (mg.L ⁻¹)	0,1 – 40	0,1 – 15	63 %
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0 – 35	0 – 10	78 %
Sulfato (mg.L ⁻¹)	0 – 5400	0 – 1800	77 %
Cloreto (mg.L ⁻¹)	500 – 5200	500 – 3000	72 %
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3200 – 21900	3200 – 14400	79 %
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	630 – 20000	630 – 5000	60 %
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	2100 – 14500	2100 – 8300	74 %
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	5 – 2800	5 – 700	68 %
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	5 – 530	5 – 200	62 %
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,01 – 260	0,01 – 65	67 %
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79 %
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61 %
Níquel (mg.L ⁻¹)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71 %
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89 %
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0 – 0,26	0 – 0,065	67 %
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64 %
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70 %

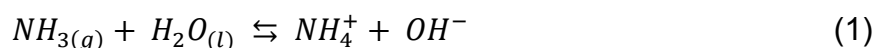
FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

FONTE: Souto e Povinelli, 2007

O nitrogênio amoniacal é um dos grandes problemas relacionados ao tratamento de efluentes, pois ele contribui diretamente para a poluição dos corpos hídricos. Resultante de processos bioquímicos ele pode ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico, gás amônia (NH_3) e como íons amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). A forma orgânica consiste de uma complexa mistura de compostos incluindo aminoácidos, aminoaçúcares e proteínas, que podem ser solúveis ou particulados (METCALF; EDDY, 2003).

Dentro do aterro, quase todo nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal e essa amônia é oriunda da degradação da matéria orgânica. A amônia é uma molécula polar, devido ao arranjo assimétrico dos seus átomos, na forma de uma pirâmide trigonal. Isto provoca um acúmulo de carga elétrica junto ao átomo de nitrogênio, o que torna negativa esta extremidade da molécula. Seu caráter polar é a razão para sua grande solubilidade em água. Dissolvida na água, a amônia pode se ionizar, recebendo um íon hidrogênio e se convertendo no íon amônia (NH_4^+). Por ter carga, o íon amônio contribui para a condutividade do meio onde está.

A amônia, em fase aquosa, encontra-se em equilíbrio de duas formas, que são a iônica (NH_4^+) e a molecular gasosa (NH_3). A equação de equilíbrio pode ser descrita da seguinte forma:



Para a Equação 1 o valor da constante de dissociação (K_b) a 25°C é igual a $1,8 \times 10^{-5}$ (HANDBOOK, 2002). Essa constante de dissociação pode ser descrita pela Equação 2:

$$k_b = \frac{[\text{NH}_4^+] \times [\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} \quad (2)$$

Onde:

k_b : constante de dissociação de basicidade

$[\text{NH}_4^+]$: concentração do íon amônio

$[\text{OH}^-]$: concentração do íon hidroxila

$[\text{NH}_3]$: concentração do gás amônia

Rearranjando a Equação 2 é possível obter a fração de cada componente, as equações de cada componente é representada por:

$$\alpha_{NH_4^+} = \frac{k_b \times H^+}{k_b \times H^+ + k_w} \quad (3)$$

e

$$\alpha_{NH_3} = \frac{k_w}{k_b \times H^+ + k_w} \quad (4)$$

Onde:

$\alpha_{NH_4^+}$: fração do íon amônio

α_{NH_3} : fração do gás amônia

k_b : constante de dissociação de basicidade

H^+ : concentração do íon amônio

k_w : constante de dissociação da água

Baseado nas Equações 3 e 4 é possível obter o Gráfico da Figura 1 com a distribuição das espécies em função do pH.

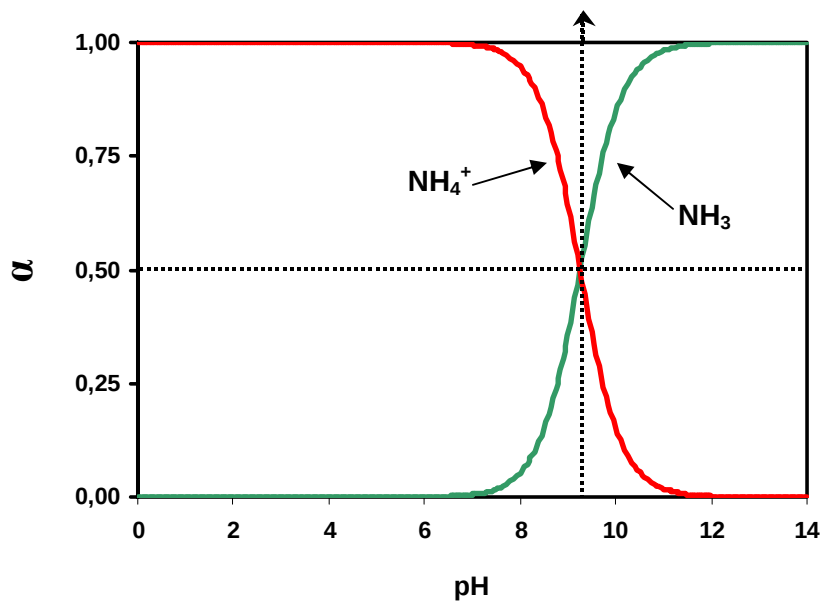


Figura 1 Distribuição da amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) em função do pH. Gráfico construído a partir das equações de equilíbrio da amônia, a temperatura de 25°C.

A amônia livre é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . No pH em torno da neutralidade (7), praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de NH_4^+ , enquanto que no pH em torno de 9,2, cerca de 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma livre.

A amônia é aproximadamente cem vezes mais tóxica nas espécies aquáticas que a forma ionizada, mesmo em baixas concentrações. Essa maior toxicidade certamente se deve a difusão da amônia pela membrana epitelial das espécies aquáticas, dificultando, por exemplo, mecanismos naturais de eliminação dessa substância desses organismos (SILVA; JADIM, 2007).

Segundo Veiga et al. (2006) a variabilidade das características recalcitrantes do lixiviado de um aterro sanitário, cujas concentrações de amônia dissolvidas freqüentemente encontram-se elevadas (na ordem de 2000mg/L), exige que tecnologias de remoção deste poluente tóxico sejam desenvolvidas e/ou otimizadas, visando minimizar os impactos causados à biota e aos corpos hídricos receptores.

Devido ao seu baixo peso molecular, o nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, pode ser removido por uma variedade de métodos, incluindo físicos, químicos e biológicos. A remoção deste contaminante é eficiente através de processos físicos, tais como stripping ou volatilização (exceto pelo processo de separação por membranas), quando por processos biológicos de nitrificação-desnitrificação (WISZNIEWSKI et al., 2006).

3.4 TRATAMENTO DE LIXIVIADO

A viabilidade das características do lixiviado torna os sistemas de tratamento complexos, pois inúmeros fatores interferem na escolha de uma forma de tratamento. O tipo de tratamento adotado dependerá das características do aterro e da sua localização física e geográfica (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

A decisão quanto ao processo a ser adotado para o tratamento de lixiviado deve ser fundamentada em uma avaliação com critérios técnicos e econômicos, com a apreciação de parâmetros quantitativos e qualitativos, vinculados essencialmente

à realidade em foco (LIMA et al., 2005). De acordo com Souto e Povinelli (2007) as falhas na operação de uma estação de tratamento podem ser resultados de aplicação de tecnologia inapropriada ou de dimensionamento inadequado das unidades.

De maneira geral, não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar o efluente tão complexo como o lixiviado, podendo ser feito com a combinação de mais de um tratamento. Os principais métodos utilizados atualmente para tratar lixiviado estão descritos a seguir:

❖ Recirculação;

Essa técnica permite a manutenção da umidade dentro de uma faixa de 35-55%, no interior das células de resíduos, ótima para a atividade biológica, reduz as concentrações de poluentes e aumenta a mineralização dos resíduos (MAGNANI et al., 2005). As principais vantagens desse tipo de tratamento são: diminuição da carga orgânica do lixiviado; redução do volume produzido; melhora na qualidade do gás produzido, com maior pressão parcial de metano. E como desvantagens: elevado custo; requer que o fluxo de lixiviado para o interior do aterro seja lento para não interferir na estabilização do talude, maior risco de contaminação ambiental do que os outros sistemas de tratamento (PACHECO, 2004).

❖ Evaporação;

O aspecto mais destacado desse processo é a redução do volume de lixiviado, seja qual for o tipo de energia (BIDONE, 2007). As principais desvantagens da aplicação desta técnica são o mau cheiro e o aumento da concentração de sais solúveis (como por exemplo, o cloreto de sódio) nos resíduos. Os resíduos formados quando depositados em células de aterro sanitário, pode ocasionar aumento da concentração dos sais, inibindo a ação de microrganismos característicos e conseqüentemente impedindo a degradação dos resíduos depositados (MORAIS, 2005).

❖ Tratamento combinado com esgotos;

Esta opção tem sido muito questionada devido à presença de compostos orgânicos inibitórios de baixa biodegradabilidade e metais pesados no lixiviado que podem reduzir a eficiência e aumentar a concentração do efluente. Apesar da

conveniência, a concentração de determinados contaminantes, deve ser ponderada e monitorada (RENOU et al., 2007).

❖ Aeróbios;

As principais vantagens desse método são: eficiência na remoção de sólidos suspensos, DQO, DBO₅, nutrientes, nitrogênio amoniacal por nitrificação e desnitrificação (WISZNIOWSKI et al., 2006).

❖ Anaeróbios;

Os sistemas anaeróbios para o tratamento de lixiviado apresentam muitas vantagens sobre o tratamento aeróbio. As vantagens incluem a geração do gás metano como subproduto e a baixa produção de lodo biológico ou material em suspensão. Além disso, o sistema não requer a introdução de equipamentos de aeração, consequentemente apresenta um baixo consumo de energia (IWAI, 2005).

❖ Precipitação química;

A precipitação química é uma técnica comumente usada para a remoção de metais pesados. Uma remoção mais eficiente pode ser obtida com a precipitação na forma de sulfetos, mas a precipitação na forma de hidróxido, usando cal ou soda cáustica, é a mais utilizada. A desvantagem do emprego desta técnica é a produção do lodo, que deve ser tratado como resíduo perigoso devido ao seu conteúdo de metais pesados (BOHDZIEWICS et al., 2001).

❖ Coagulação/Floculação;

O processo de coagulação/floculação faz parte do tratamento primário do chorume. A finalidade desse tratamento é remover partículas coloidais, metais pesados, material sólido em suspensão e ajustar o pH para posterior tratamento do efluente (NTAMPOU et al., 2006).

❖ Processos Oxidativos Avançados;

Esse processo merece destaque devido a sua alta eficiência na degradação de inúmeros compostos orgânicos e baixo custo operacional. As principais vantagens desse processo são: mineralizar o poluente; transforma produtos refratários em compostos biodegradáveis; pode ser usado como pré ou pós-

tratamento; e tem forte poder oxidante, com cinética de reação elevada (PACHECO; PERALTA-ZAMORA, 2004).

❖ Air Stripping ou Remoção de Amônia por Injeção de Ar;

Esse é um processo confiável, ocupa pouca área e tem uma capacidade razoável de se adaptar a variações de vazão e qualidade do efluente. Sua operação e manutenção são relativamente fáceis, além de não apresentar riscos aos operadores, mas depende das condições climáticas. A remoção de amônia é em torno de 60 a 95% do nitrogênio amoniacal, não tendo qualquer efeito sobre as outras formas de nitrogênio (METCALF; EDDY, 2003). Esses autores apontam como vantagens do arraste de amônia o fato de não ser sensível a substâncias tóxicas (é um processo físico-químico), permite o controle da quantidade de amônia que se deseja remover e ser capaz de fornecer um efluente que atenda os limites impostos pela legislação ambiental.

❖ Filtração por Membranas;

Para o tratamento de lixiviado, especialmente Osmose Reversa, tem sido amplamente usada nos países europeus (França, Alemanha, Itália, etc.), América do Norte (Estados Unidos e Canadá) e Ásia (China e Coréia), devido à habilidade de reter ambos contaminantes orgânicos e inorgânicos (RENOU et al., 2008).

3.5 STRIPPING DE AMÔNIA

Os termos em inglês *air stripping* ou *ammonia stripping*, quando traduzidos para o português correspondem à remoção de amônia, por arraste com ar, aeração mecânica ou volatilização desse poluente. De modo geral, o termo stripping é muito difundido na comunidade científica, sendo este o mais utilizado para se referir ao método.

O stripping consiste em um processo físico de transferência de massa de um poluente da fase líquida para a fase gasosa, através da injeção de ar no líquido por meio de difusores ou outros mecanismos de aeração, após estar estabelecida a condição de pH adequado. A introdução mecânica de ar no meio líquido, pela ação da circulação dessa massa de ar, favorece a expulsão ou o arraste do NH_3 ,

normalmente para a atmosfera. Segundo Silva (2002), os fatores responsáveis pela eficiência de remoção dos compostos orgânicos voláteis envolvem a área de contato (gás-líquido), a solubilidade do contaminante na fase aquosa, a difusividade do contaminante no ar e na água e a temperatura ambiente de operação.

O stripping atualmente é o método mais usado para eliminar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, tanto no tratamento de esgotos quanto no tratamento de lixiviado de aterros. O desempenho desse método pode ser avaliado em termos de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (RENOU et al., 2007). Neste método, além do nitrogênio amoniacal, medido na forma de amônia, é possível remover outros gases e compostos orgânicos voláteis. Dentre os gases que podem ser removidos por arraste, merecem destaque alguns que sofrem ionização em meio aquoso: amônia (NH_3), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S). Somente a forma não ionizada pode ser removida por arraste, pois é gasosa e pode ser volatilizada (METCALF; EDDY, 2003). As formas ionizadas desses compostos são totalmente solúveis e não podem ser removidas por arraste.

No caso da amônia o processo recebe o nome de “arraste de amônia com ar” (air stripping of ammonia), podendo ser chamado resumidamente de “arraste de amônia”. A forma em inglês “ammonia stripping” é incorreta, pois literalmente significa que a amônia está sendo usada como gás de arraste. Se esse fosse o caso, estar-se-ia aumentando a concentração de amônia na fase líquida.

A dissolução da amônia livre em líquidos depende da pressão parcial do gás amoníaco na atmosfera adjacente. Se essa pressão parcial for reduzida, a amônia tenderá a sair da água. Então, é possível remover amônia colocando gotículas do efluente em questão em contato com ar livre de amônia. Nessas condições a amônia sairá da fase líquida numa tentativa de restabelecer o equilíbrio. Caso o gás de arraste escoe continuamente, em tese chegará um momento em que todo o composto indesejado será removido da fase líquida (SOUTO, 2009).

A transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa recebe o nome técnico de dessorção, embora o termo mais utilizado na engenharia sanitária e ambiental seja mesmo arraste (stripping) (METCALF; EDDY, 2003).

Vários autores vêm estudando esse processo como alternativa para a remoção do nitrogênio amoniacal, com ou sem correção de pH, e a maioria dessas pesquisas são desenvolvidas em escala de campo (lagos) ou escala piloto (protótipo).

Keenan et al. (1984) combinaram o método de stripping por aeração mecânica em um sistema de lagoa. O tempo de detenção hidráulica (TDH) na lagoa era de aproximadamente 42 horas, sendo o sistema precedido de um tanque de equalização e de um reator cilíndrico de contato de fluxo ascendente, dentro do qual, através da adição de hidróxido de cálcio para a elevação do pH, além da precipitação de metais e parte da carga orgânica do lixiviado. Os autores reportaram uma remoção de 50% de nitrogênio amoniacal na lagoa.

Cheung et al. (1997) avaliaram o stripping em escala laboratorial, que consistiu em um tanque de PVC (poli cloreto de vinila) com capacidade para 3 litros de lixiviado aerado com compressores de ar. Os autores utilizaram 10g/L de hidróxido de cálcio para ajustar o pH do lixiviado para 11 e testaram diferentes vazões de ar (0, 1 e 5L/min) e mativeram a temperatura entre 20-23°C. As análises do efluente foram realizadas ao longo de 24 horas. Os resultados mostraram que o stripping foi bastante eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, atingindo uma remoção de 90% com uma vazão de 5L/min.

Marttinen et al. (2002) avaliaram o stripping de amônia em colunas recheadas com 40 centímetros de altura e volume útil de 1,1 litros, em regime de batelada, com vazão de recirculação de 10L/h. O ar foi borbulhado com vazão entre 2 e 10L/h. Foram feitos testes com elevação do pH para 11 e sem elevação do pH. As eficiências de remoção foi de até 89% atingidas nas bateladas alcalinizadas, ao passo que nas sem controle de pH o máximo obtido foi de 44%, sempre após 24 horas de operação. Nas bateladas sem ajustes de pH, este aumentou de 7,3 para 9,2 durante as primeiras 6 horas de operação. Antes de o pH atingir esse valor, não se observou remoção de amônia.

Ozturk et al. (2003) avaliaram o stripping de amônia em recipientes de 1 litro de capacidade, com pH ajustado para 10, 11 e 12 com diferentes dosagens de cal hidratada. Em parte dos testes borbulhou-se ar com aeradores de aquário, ao passo que em outros o líquido foi mantido em movimento com uso de agitadores magnéticos, mas sem aeração. Os resultados demonstraram que após 2 horas, 72% da amônia havia sido removida nos recipientes com aeração e pH corrigido para 12. A partir desse momento, porém a remoção cessou, mesmo prolongando-se a aeração por 24 horas. Nos recipientes com pH 10 e 11 a remoção foi de apenas 20% no mesmo período. Remoções de até 95% de amônia após 24 horas foram conseguidas no recipiente com pH 12 que recebeu apenas agitação mecânica.

Calli et al. (2005) obtiveram resultados superiores a 94% de remoção de nitrogênio amoniacal em um recipiente de 50 centímetros de profundidade aerado com um difusor, pH 11 (mantido pela adição de uma solução de 10% de cal ou 10N de NaOH) a uma temperatura de 15°C e 20°C. Eles verificaram a eficiência do método em lixiviado bruto e pré-tratado anaerobiamente por nitrificação/desnitrificação.

Cardillo et al. (ABLP, 2006) avaliaram o stripping de amônia em uma torre com recheio de anéis tipo Pall. Essa torre tinha 5 metros de altura e 150 milímetros de diâmetro. O lixiviado não foi alcalinizado e a temperatura foi variada entre 40 e 60°C. Os autores obtiveram eficiência de remoção de 80% com tempo de detenção de 4 horas.

Veiga et al. (2006) avaliaram o método de stripping de amônia sem adição de álcali em uma torre PVC de diâmetro de 150 milímetros e altura total de 5 metros, com lixiviado estabilizado contendo elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Nos procedimentos experimentais eles avaliaram a temperatura entre 40-60°C, as diferentes relações de vazão de ar, volumes de lixiviado e altura de coluna líquida com e sem reciclo. Tais estudos permitiram obter eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal superiores a 80%, utilizando-se tempos de retenção da ordem de 4 horas, quando, em condições de temperatura em torno de 50°C e vazão de 4000L/h de ar.

Campos et al. (2007) obtiveram remoção de 96% do nitrogênio amoniacal após 7 horas de operação, em reatores de 2 litros, a uma temperatura de 65°C, sem correção de pH. A aeração foi feita com compressores e ar de aquário. Durante o experimento, o pH aumentou espontaneamente de 7,8 para 9,15. Com a elevação de pH a 11, a remoção caiu para 87%, nas mesmas condições. Os autores concluíram que a alcalinização talvez não seja necessária.

Leite et al. (2007) estudaram o stripping de amônia em torres recheadas com brita, em batelada, com 2 litros de lixiviado e volume de ar aplicado de 3,15 metros cúbicos por torre. Os autores conseguiram obter eficiências de remoção de 90% após 1,5 horas de aeração. A concentração inicial de nitrogênio amoniacal era de 1020mg.L⁻¹ e não houve correção prévia do pH.

Moravia (2007) avaliou o stripping de amônia em amostras de 1 litro de lixiviado, com e sem ajuste de pH para 11,5, submetidas à aeração ou agitação por até 48 horas em equipamento de jarreste. Os resultados revelaram não haver

diferença de eficiência de remoção de amônia entre as amostras que foram submetidas à agitação e as que foram submetidas à aeração. Os tratamentos sem correção de pH tiveram eficiência média de 78%, e os com correção de pH tiveram eficiência média de 98%.

Silva et al. (2007) avaliaram o stripping de amônia em um recipiente com 15 litros de lixiviado, o qual era mantido em constante movimento mas sem aeração forçada. Os autores obtiveram eficiência de remoção de 80% após 20 dias de operação e não houve mudança de pH ao longo do tempo.

A temperatura exerce grande influência na remoção de amônia por stripping, uma vez que o transporte por difusão tende a aumentar com a temperatura. Giordano (2003) avaliou o método de stripping de amônia em relação à influência do pH e temperatura, em um lixiviado previamente tratado com hidróxido de cálcio, enquanto Lopes et al. (2003) analisaram a influência desses dois parâmetros no stripping de amônia para lixiviados provenientes de reatores anaeróbios em batelada que tratavam a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos possíveis de degradação. Ambos concluíram que a melhor remoção de amônia ocorre na faixa de pH 10 a 13 e na temperatura ambiente de aproximadamente 25°C

Lei et al. (2007) investigou a aplicação do método de stripping como pré-tratamento de um efluente de digestão anaeróbia, bem como a possibilidade de usar esse método com CO₂ e injeção de biogás para o ajuste do pH antes e após o stripping convencional. O efluente utilizado foi pré-tratado com hidróxido de cálcio e nele foram testadas diferentes vazões de ar sob uma temperatura de 15°C no período de 24 horas, visando obter melhor vazão de ar em relação a redução de nitrogênio amoniacal. Os resultados mostraram que a vazão de 5L/min para 1 litro de efluente foi ideal para a aplicação na engenharia.

O maior inconveniente do método de stripping de amônia é o impacto ambiental devido à liberação de amônia para atmosfera (LI et al., 1999). No entanto, apresenta como principais vantagens: o efluente após o método encontra-se em condições mais favoráveis a biodegradação, podendo ser usado em um tratamento biológico posterior, atende as determinações legais ambientais de descarte e a minimiza os impactos aos corpos hídricos receptores, a biota e ao entorno do ecossistema a jusante. Além disso, apresenta baixo custo de investimento e operacionais (VEIGA et al., 2006).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 REALIZAÇÃO DO TRABALHO

O trabalho foi realizado nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – EXTRABES da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, no estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL

Para a realização do trabalho experimental foram construídos quatro reatores em série de fluxo pistonados, os quais foram alimentados com lixiviado bruto, sem correção do pH e sem alimentação forçada de ar.

Os reatores foram construídos de alvenaria e interligados com canos de PVC para a passagem do lixiviado de um reator para o outro. Para alimentação dos reatores foi utilizada uma bomba peristáltica, de motor trifásico, e a vazão do lixiviado era constante.

Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros físicos aplicados aos reatores.

Tabela 2 Parâmetros físicos aplicados aos reatores de fluxo pistonado

Parâmetros Reatores	Compartimento (m)	Largura (m)	Altura (m)	V (m³)	d
R1	5	1	0,60	3	0,18
R2	5	1	0,55	2,75	0,18
R3	5	1	0,50	2,5	0,18
R4	5	1	0,45	2,25	0,18

d: número de dispersão

O número de dispersão indica se o reator é de fluxo pistonado ou de mistura completa. Quanto menor for o número de dispersão, pode-se dizer que o fluxo é

pistão. Esse número de dispersão foi calculado pela fórmula de Yanez (1993) descrita em Von Sperling (1996):

$$d = \frac{L/B}{-0,261 + 0,254 (L/B) + 1,014 (L/B)^2} \quad (5)$$

onde:

L: comprimento do reator (m);

B: largura do reator (m)

Na Figura 2 apresenta-se o esquema dos reatores em série de fluxo pistonados.

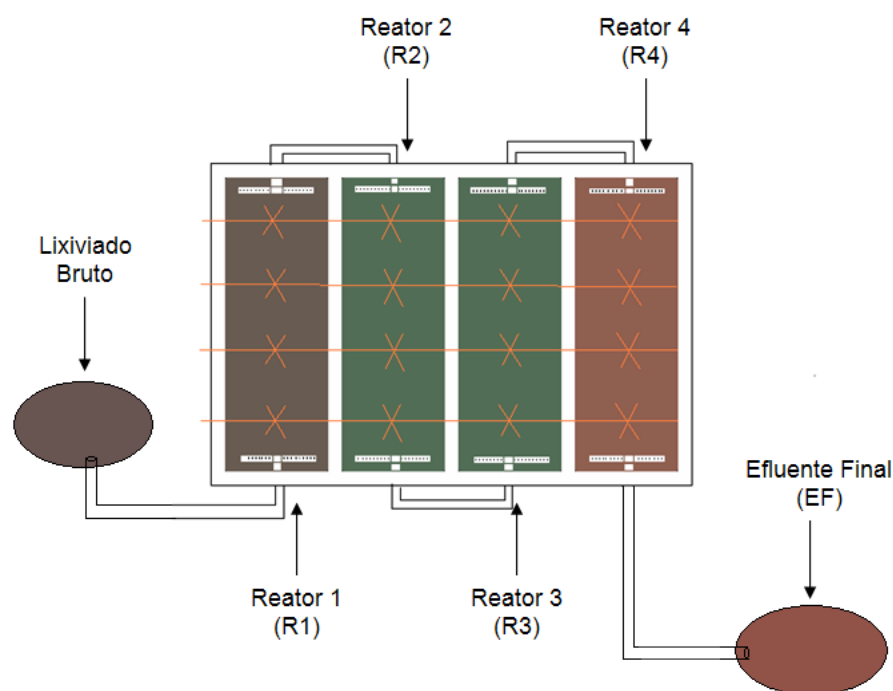


Figura 2 Esquema dos reatores de fluxo pistonado

Nos reatores foi instalado um sistema de agitação no sentido transversal de cada reator, constituído por 4 unidades de agitação onde as haletas das unidades de agitação eram em número de 4 com comprimento médio de 28 centímetros e largura de 2 centímetros cada.

Na Figura 3 apresenta-se uma visão geral dos reatores de fluxo pistonado.



Figura 3 Reatores de fluxo pistonado

4.3 LIXIVIADO

O lixiviado utilizado neste trabalho foi proveniente do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa-PB, localizado no Engenho Mussuré no Distrito Industrial, a 5 km da BR-101, onde recebe o resíduo do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa.

Esse lixiviado foi coletado e transportado até as dependências da Estação de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – EXTRABES, por meios de carros tanque, onde foi realizada a caracterização física e química, e em seguida armazenado para posteriormente alimentarem os reatores.

4.4 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O monitoramento do sistema experimental foi realizado em quatro fases distintas, onde os reatores receberam cargas superficiais aplicadas de 450, 500, 600 e 700 kg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$.

A carga superficial aplicada aos reatores foi calculada em função da concentração do lixiviado utilizado e a área dos reatores, onde a vazão era ajustada na bomba que alimentava os reatores. À medida que o lixiviado circulava nos

reatores, a concentração de nitrogênio amoniacal sofria um decaimento e consequentemente a carga superficial também.

A mudança da carga superficial aplicada aos reatores foi feita sem o descarregamento dos reatores, sendo ajustadas apenas as vazões para o aumento da carga.

Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros operacionais aplicados aos reatores nas quatro fases.

Tabela 3 Parâmetros operacionais aplicados ao monitoramento dos reatores nas quatro fases

Reatores	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	CSA*	TDH**	CSA*	TDH**	CSA*	TDH**	CSA*	TDH**
R1	450	18,4	500	17,2	600	14,3	700	10,9
R2	267	16,9	37	15,7	96	13,1	171	10,0
R3	100	15,5	4	14,3	9	12,1	35	9,0
R4	28	14,1	2	12,8	2,4	10,5	13	8,0

Unidades: *Carga Superficial Aplicada ($\text{kg NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$);

**Tempo de Detenção Hidráulica (dias).

4.5 PARÂMETROS ANALÍTICOS

Os parâmetros analíticos utilizados no monitoramento do sistema experimental foram realizados no material afluente de cada reator, assim como também no efluente final dos reatores.

Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros monitorados, os respectivos métodos analíticos empregados e a frequência de realização das análises.

As análises realizadas seguiram os métodos preconizados por APHA – AWWA – WPCF (1998).

Tabela 4 Métodos analíticos aplicados ao sistema experimental

Parâmetro	Método	Frequência
pH	Potenciométrico	Duas vezes por semana
AT e AGV	Potenciométrico	Duas vezes por semana
Nitrogênio Amoniacal	Micro Kjedahl	Duas vezes por semana
DQO	Titulométrico	Duas vezes por semana
ST e suas frações	Gravimétrico	Semanalmente

4.6 EXAMES MICROSCÓPICOS

Ao final das fases de operação, foram coletadas amostras do lodo de cada reator para exames microscópicos e caracterização morfológica da microbiota.

Os exames microscópicos foram realizados no Laboratório de Processos Biológicos do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP São Carlos, SP.

Primeiramente as amostras foram diluídas. Em seguida foi colocado sobre a lâmina um filme fino de ágar 2%, uma gota da amostra com o auxílio de pipeta Pasteur e por último a lamínula. Logo após, as amostras foram levadas ao microscópio para visualização do material com aumento de 2000 vezes. Foi utilizado um microscópio Leica DM LB, acoplado a câmera Leica DC 200 e ao software Image-Pro plus (versão 4.5.0.19), para visualização e captura das imagens.

4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para as análises estatísticas dos dados foram aplicados o teste de variância ANOVA, GT-2 e matriz de correlação entre os parâmetros para cada fase.

O teste de variância ANOVA (fator único) foi utilizado para verificar a existência ou não de diferenças significativas entre as fases de monitoramento, aplicando um intervalo de confiança de 0,95 (95%). A partir do p-valor obtido foi possível constatar se é necessário outro tratamento para saber onde se encontram as diferenças. Nesse caso, para identificar onde está a diferença foi utilizado o GT-2, baseado em Sokal e Rohlf (1981).

A matriz de correlação foi utilizada para medir o grau de correlação linear entre os parâmetros, aplicando o teste de Pearson. De acordo com o teste de Pearson, coeficiente de correlação igual a um ($r = 1$) indica correlação perfeita positiva entre duas variáveis. Coeficiente de correlação igual a menos um ($r = -1$) pressupõe a correlação negativa perfeita entre duas variáveis, e o coeficiente igual a zero, quer dizer que as duas variáveis não são dependentes (SHIMAKURA, 2006). Na Tabela 5 são apresentados os valores para interpretação referente ao coeficiente de correlação.

Tabela 5 Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r)

Tipo de correlação	Valor de r
Bem fraca	0,00 a 0,19
Fraca	0,20 a 0,39
Moderada	0,40 a 0,69
Forte	0,70 a 0,89
Muito forte	0,90 a 1,00

4.8 CONSTANTE CINÉTICA

Para os parâmetros mais importantes, NH_3 e DQO, foram calculados as constantes cinéticas de cada fase monitorada. Cada constante foi obtida a partir do modelo cinético de primeira ordem:

$$\frac{dX}{dt} = -kX_i \quad (6)$$

Integrando-se a Equação 6 obtém-se a seguinte Equação:

$$X = X_i \times e^{-kt} \quad (7)$$

Onde:

X : concentração final (mg/L)

X_i : concentração inicial (mg/L)

k : constante cinética (dia⁻¹)

t : tempo (dia)

Foram plotados os dados das concentrações de cada parâmetro versus o tempo de operação. Com os dados plotados, foram ajustadas as curvas exponenciais de cada parâmetro e delineado o modelo cinético da eficiência em função do tempo de operação.

5 RESULTADOS E DICUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os dados experimentais relativos ao processo de stripping de amônia de líquidos lixiviados, tratados em reatores em série de fluxo pistonado, em quatro fases distintas. No primeiro momento são apresentados os dados da caracterização química realizada no lixiviado bruto, coletado no aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa - PB. No segundo momento são apresentadas as variações da concentração dos principais parâmetros analíticos de cada fase. A análise estatística dos dados é apresentada logo após cada parâmetro. Por fim, são apresentados os dados dos exames microscópicos realizados no lodo dos reatores ao final de todo o período de monitoramento das fases.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

Na Tabela 6 são apresentados os dados advindos da caracterização química do lixiviado coletado no aterro sanitário metropolitano de João Pessoa utilizado para a alimentação dos reatores.

De acordo com estudos realizados por Souto e Povinelli (2007) pode-se observar que a caracterização realizada no lixiviado utilizado na pesquisa está dentro da faixa mais provável dos lixiviados de aterros sanitários brasileiros, com exceção de alguns parâmetros que apresentaram uma pequena variação da faixa mais provável, como a alcalinidade total, os sólidos totais fixos e os sólidos suspensos voláteis. Essa variação pode ser atribuída à mudança das condições do aterro de onde foi coletado o lixiviado e a composição do resíduo aterrado.

Os valores de pH variaram de 8,2 a 8,6, indicando um pH alcalino característico de aterros com idade em torno de 10 anos e típicos da fase metanogênica. O pH é um parâmetro que influencia muitas reações, além de ser um indicador da agressividade do lixiviado e das condições aeróbias versus anaeróbias dos resíduos (EL-FADEL et al., 2002).

Tabela 6 Dados da caracterização química do lixiviado do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa

Fases Parâmetros	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
pH	8,4	8,6	8,2	8,3
AT (mg CaCO ₃ /L)	10092	8200	6240	10000
AGV (mg HAc/L)	2264	408	446	1944
N-amoniacal (mg/L)	1025	1807	1768	2023
DQO total (mg/L)	9248	13726	10184	14167
DQO filtrada (mg/L)	5545	2760	6228	4465
ST (mg/L)	13196	14786	11752	13104
STV (mg/L)	5002	3280	2564	4052
STF (mg/L)	8194	11506	8178	9052
SST (mg/L)	296	121	221	342
SSF (mg/L)	50	8	62	62
SSV (mg/L)	246	113	146	280

As concentrações de nitrogênio amoniacal variaram de 1025 a 2023mg/L, sendo esta concentração muito elevada para o lançamento em corpos receptores d'água, pois em altas concentrações podem causar sérios problemas ambientais, além de aumentar a toxicidade do lixiviado. A elevada variação desse parâmetro nas análises realizadas em lixiviado bruto é atribuída pela variação da composição do resíduo aterrado.

5.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Para o acompanhamento do desempenho dos reatores foram realizadas análises físico-químicas no afluente e efluente de cada reator, totalizando cinco pontos em cada fase analisada. Em cada ponto analisado apresenta-se o valor máximo, a média e o valor mínimo de cada parâmetro.

5.2.1 NITROGÊNIO AMONIAICAL

O principal problema do lixiviado é a elevada concentração de nitrogênio amoniacal, a qual afeta a fauna e a flora dos corpos receptores d'água, além de inibir o metabolismo de microrganismos em processos biológicos.

Na Figura 4 apresenta-se o comportamento da concentração do nitrogênio amoniacal das quatro diferentes fases do trabalho experimental.

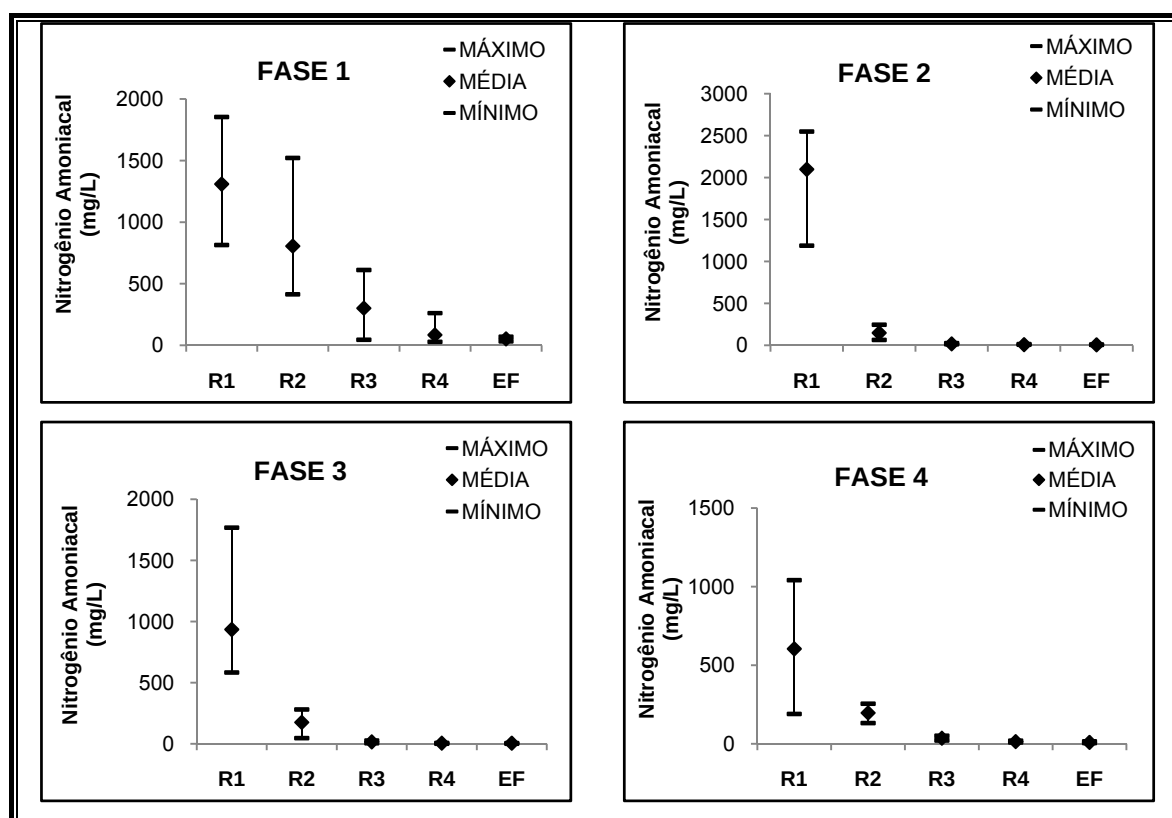


Figura 4 Comportamento da concentração do nitrogênio amoniacal

Pode-se observar na Figura 4 que o comportamento da concentração do nitrogênio amoniacal teve a mesma tendência em todas as fases. As concentrações médias do nitrogênio amoniacal foram de 1309mg/L, 2098mg/L, 935mg/L e 604mg/L no afluente e foram reduzidas no efluente final para 51mg/L, 6mg/L, 5mg/L e 9mg/L, respectivamente, nas fases 1, 2, 3 e 4.

Na fase 1, a redução da concentração do nitrogênio amoniacal entre os reatores foi de maneira uniforme; já nas outras fases, a redução dessas concentrações foram mais acentuadas no reator 1, decrescendo cerca de 50% do seu valor inicial.

Nas fases 2, 3 e 4 também foi observado que a remoção foi evidente até o reator 3, enquanto que a partir do reator 4 as concentrações continuaram quase que constante. Dessa forma, o monitoramento desse experimento poderia ter sido finalizado no reator 3, tendo em vista que seu efluente satisfaz os restritivos padrões de lançamento recomendados pela Resolução nº 357 do CONAMA, que é de 20mg/L (2008).

Baseado nos valores das concentrações de nitrogênio amoniacal pode-se calcular as eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal em cada fase. Essas eficiências de remoção são apresentadas na Figura 5.

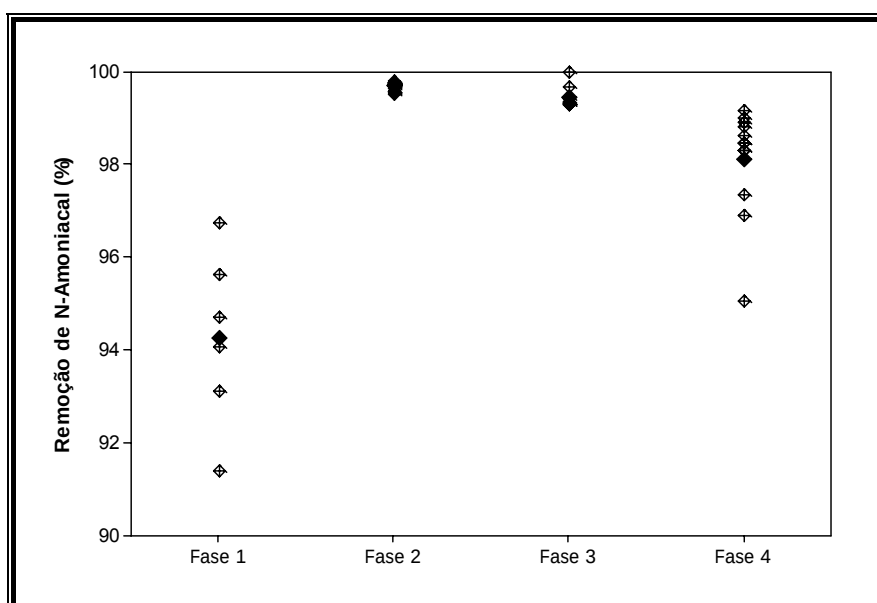


Figura 5 Variação das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal em cada fase

As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal mostraram-se significativas em todas as fases, independente da carga superficial aplicada. Nas fases 1, 2, 3 e 4 as variações das eficiências de remoção foram de 91,4 a 96,7%; 99,5 a 99,8%; 99,2 a 100%; 95,0 a 99,2%, respectivamente.

Campos et al. (2007) operando reatores de 2 litros, em temperatura de 65°C, sem correção de pH, obtiveram após 7 horas de operação remoção de 96% de nitrogênio amoniacal. Enquanto Keenan et al. (1984) obtiveram remoção de 50% de nitrogênio amoniacal em lagoa com aeração mecânica, TDH de 42 horas, sendo o sistema precedido de um tanque de equalização e de um reator.

Marttinen et al. (2002) obtiveram em colunas recheadas remoção de nitrogênio amoniacal de 89% nas bateladas alcalinizadas e de 44% nas bateladas sem controle do pH após 24 horas de aeração.

Leite et al. (2007) conseguiram remoção de 90% de nitrogênio amoniacal em torres recheadas com brita após 1,5 horas de aeração sem correção de pH.

Para verificar as diferenças das eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal entre as fases analisadas, foi feita uma análise de variância ANOVA (fator único), onde foi encontrado um p-valor de $3,18 \times 10^{-16}$. Como o p-valor foi menor que o nível de significância ($\alpha = 0,05$), pode-se dizer que as fases apresentaram diferenças significativas, tornando-se necessário aplicar o método estatístico comparativo das médias GT2, ilustrado na Figura 6, para demonstrar onde ocorreram as diferenças significativas.

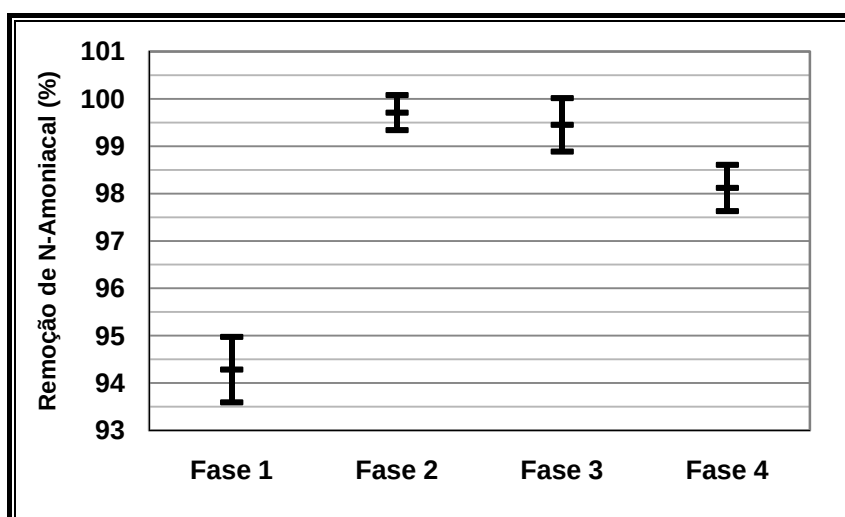


Figura 6 Representação GT2 da remoção do N-amóniacal entre as fases

Verifica-se na Figura 6 que as fases 1 e 4 apresentaram diferenças significativas da eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal em relação as demais fases. No entanto, não ocorreu diferença significativa entre as fases 2 e 3, onde foram observadas as maiores eficiências de remoção.

Baseado nos valores das concentrações de nitrogênio amoniacal apresentados na Figura 4 e no modelo cinético de 1ª ordem foram determinados modelos para se obter a constante cinética de remoção de nitrogênio amoniacal para cada fase, representadas na Tabela 7.

Tabela 7 Modelo cinético, ajuste da curva e velocidade de remoção do NH_3 (k)

Fase	Modelo	R^2	k (dia^{-1})
1	$[\text{NH}_3] = 1646 \times e^{-0,05 \times t}$	0,970	0,05
2	$[\text{NH}_3] = 1097 \times e^{-0,10 \times t}$	0,923	0,10
3	$[\text{NH}_3] = 714,6 \times e^{-0,11 \times t}$	0,939	0,11
4	$[\text{NH}_3] = 578,5 \times e^{-0,11 \times t}$	0,978	0,11

Como pode ser observado na Tabela 7, a maior constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacal foi obtida nas fases 3 e 4, àquelas que tinham maior carga superficial aplicada; e a menor constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacal foi obtida na fase 1, cuja carga superficial aplicada foi menor. O melhor ajuste da curva obtido no cálculo dessa cinética foi na fase 4, com 97,8%.

À medida que a carga superficial aplicada foi elevada, a constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacal também foi elevando-se, confirmando que existe relação entre a remoção de amônia e a carga superficial aplicada.

5.2.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Nas Figuras 7 e 8 são apresentados o comportamento da concentração de DQO total e DQO solúvel, respectivamente.

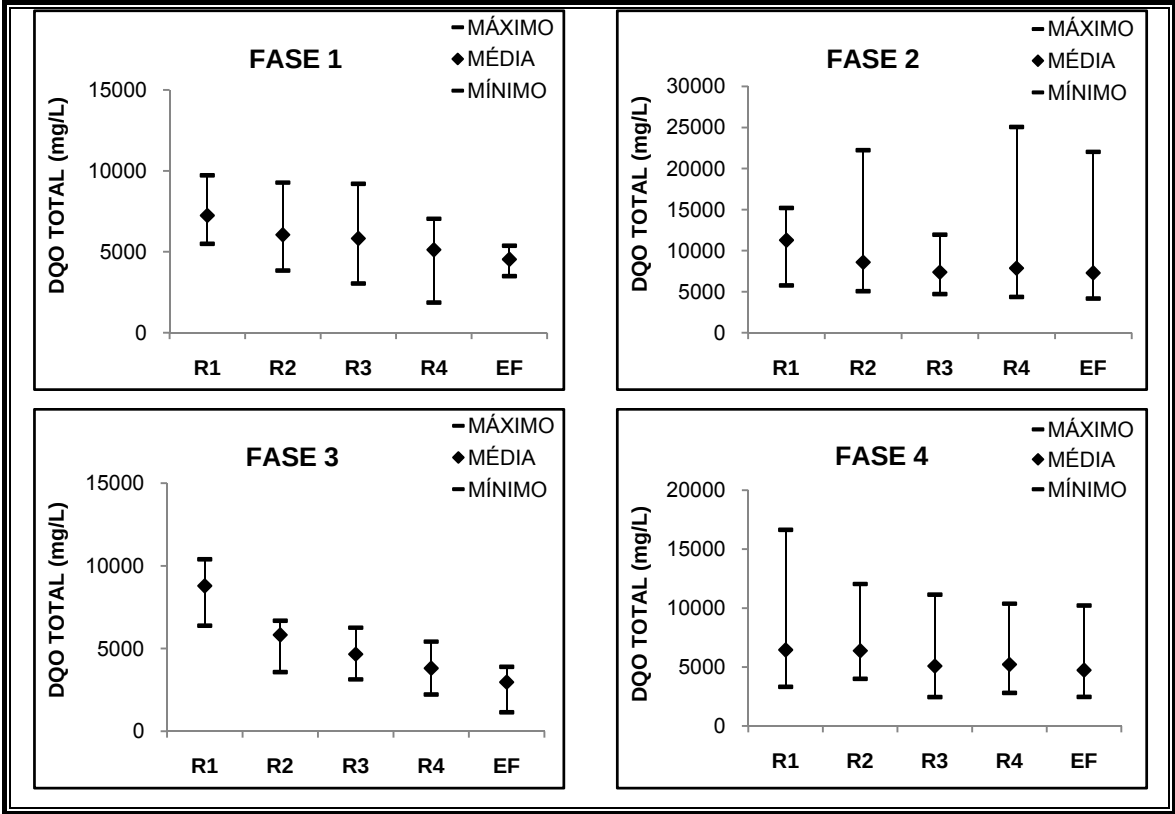


Figura 7 Comportamento da concentração de DQO total

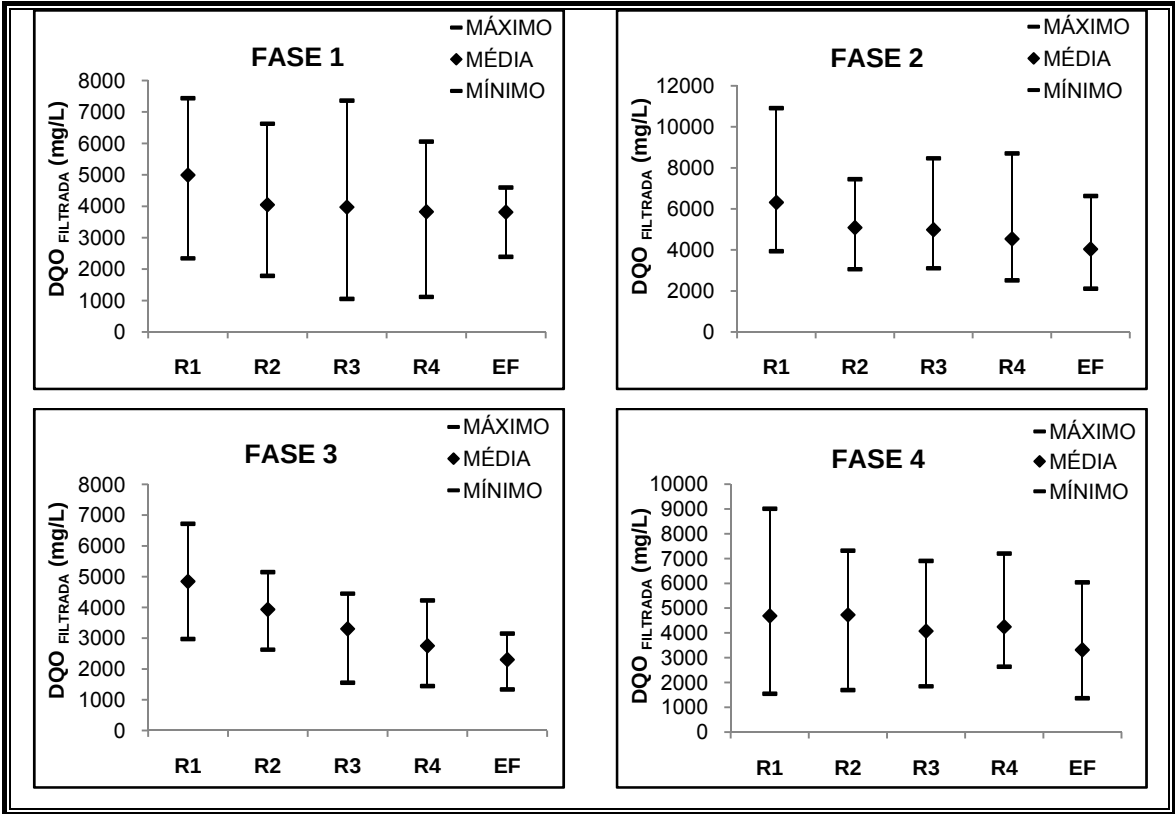


Figura 8 Comportamento da concentração de DQO filtrada

As concentrações de DQO total e DQO filtrada apresentaram um comportamento sempre decrescente em todas as fases. A concentração média da DQO total foi de 7247 mg/L, 11278 mg/L, 8794 mg/L e 6462 mg/L no afluente e foi reduzida para 4538 mg/L, 7291 mg/L, 2972 mg/L e 4750 mg/L no efluente final; e a concentração média de DQO solúvel foi de 4992 mg/L, 6313 mg/L, 4843 mg/L e 4689 mg/L no afluente e foi reduzida para 3814 mg/L, 4039 mg/L, 2302 mg/L e 3317 mg/L no efluente final, respectivamente, nas fases 1, 2, 3 e 4.

Como os valores das concentrações de DQO total e DQO filtrada seguiram a mesma tendência de remoção, optou-se por construir o gráfico de remoção apenas para a DQO total, conforme representada na Figura 9.

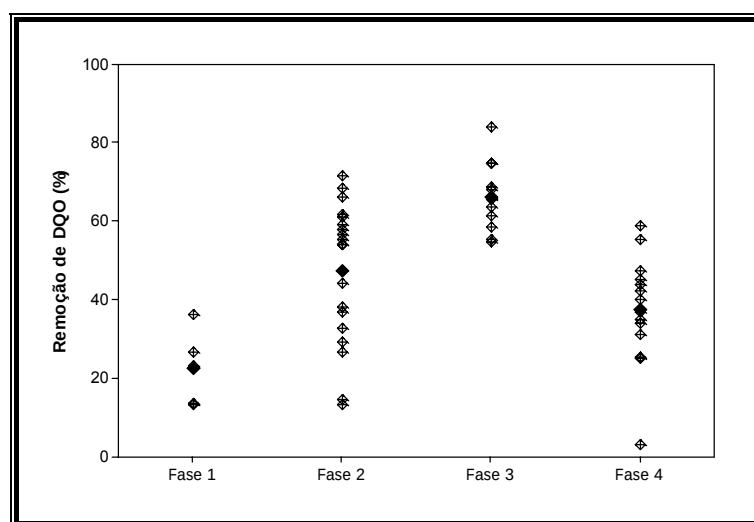


Figura 9 Variação das eficiências de remoção da DQO total nas fases de monitoramento

Durante todo o período de monitoramento, as eficiências de remoção de DQO total variaram de 13 a 36% na fase 1, de 13 a 71% na fase 2, de 54 a 83% na fase 3 e de 3 a 58% na fase 4. A fase que apresentou melhor média de remoção de DQO total foi a fase 3, com 66%. Essas eficiências de remoção podem ser justificadas pela volatilização de compostos orgânicos juntamente com o nitrogênio amoniacal (SILVA, 2002).

Segundo Castilhos Jr. et al. (2006), em lagoas aeradas para lixiviados com relação DBO/DQO próximos a 0,07 e TDH de 5 e 10 dias, obtiveram eficiências de remoção de DQO de 19 e 20%, respectivamente.

Para verificar as diferenças das taxas de remoção da DQO total entre as fases analisadas, foi feita uma análise de variância ANOVA (fator único), onde foi encontrado um p-valor de $4,79 \times 10^{-7}$. Como o p-valor foi menor que o nível de significância ($\alpha = 0,05$), pode-se dizer que as fases apresentaram diferenças, tornando-se necessário aplicar o método estatístico comparativo das médias GT2, ilustrado na Figura 10, para demonstrar onde ocorreram as diferenças significativas.

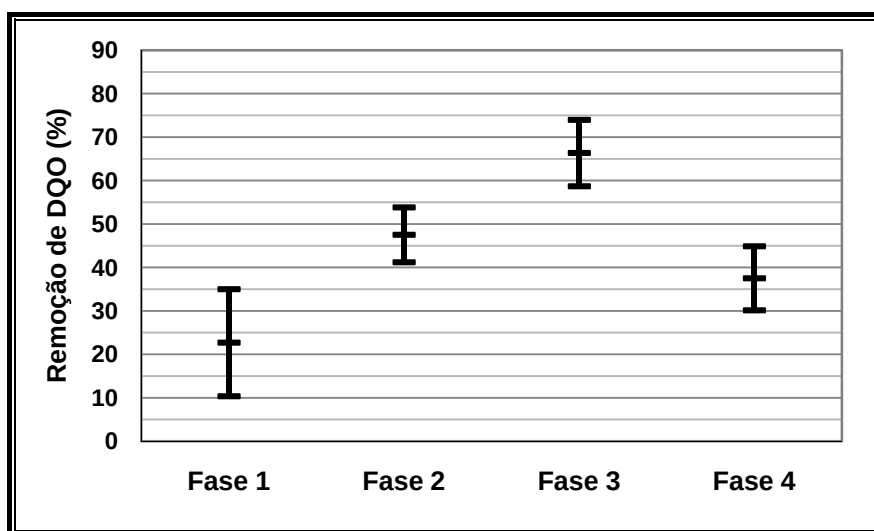


Figura 10 Representação GT2 da remoção de DQO total entre as fases

Observa-se na Figura 10 que a fase 4 não apresentou diferença significativa com as fases 1 e 2, enquanto que a fase 3 apresentou eficiência de remoção significativamente maior que as demais, isso devido a alta volatilização de compostos orgânicos.

Conforme os valores das concentrações de DQO total e o modelo cinético de 1ª ordem foram determinados modelos para se obter a constante cinética de remoção da DQO total para cada fase, representadas na Tabela 8.

Tabela 8 Modelo cinético, ajuste da curva e velocidade de remoção de DQO (k)

Fase	Modelo	R ²	k (dia ⁻¹)
1	$[DQO] = 7159 \times e^{-0,007 \times t}$	0,972	0,007
2	$[DQO] = 10278 \times e^{-0,006 \times t}$	0,757	0,006
3	$[DQO] = 8368 \times e^{-0,016 \times t}$	0,988	0,016
4	$[DQO] = 6574 \times e^{-0,005 \times t}$	0,858	0,005

Como pode ser observado na Tabela 8, a maior velocidade de remoção de DQO total foi obtida na fase 3 com k igual a $1,6 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e a menor velocidade foi na fase 4 com k igual a $5 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$. O melhor ajuste da curva obtido no cálculo dessa cinética foi da fase 3 com 98,8%, onde também foi encontrada a maior constante cinética de remoção de DQO total.

5.2.3 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Na Figura 11 apresenta-se o comportamento do pH nas quatro fases monitoradas no experimento.

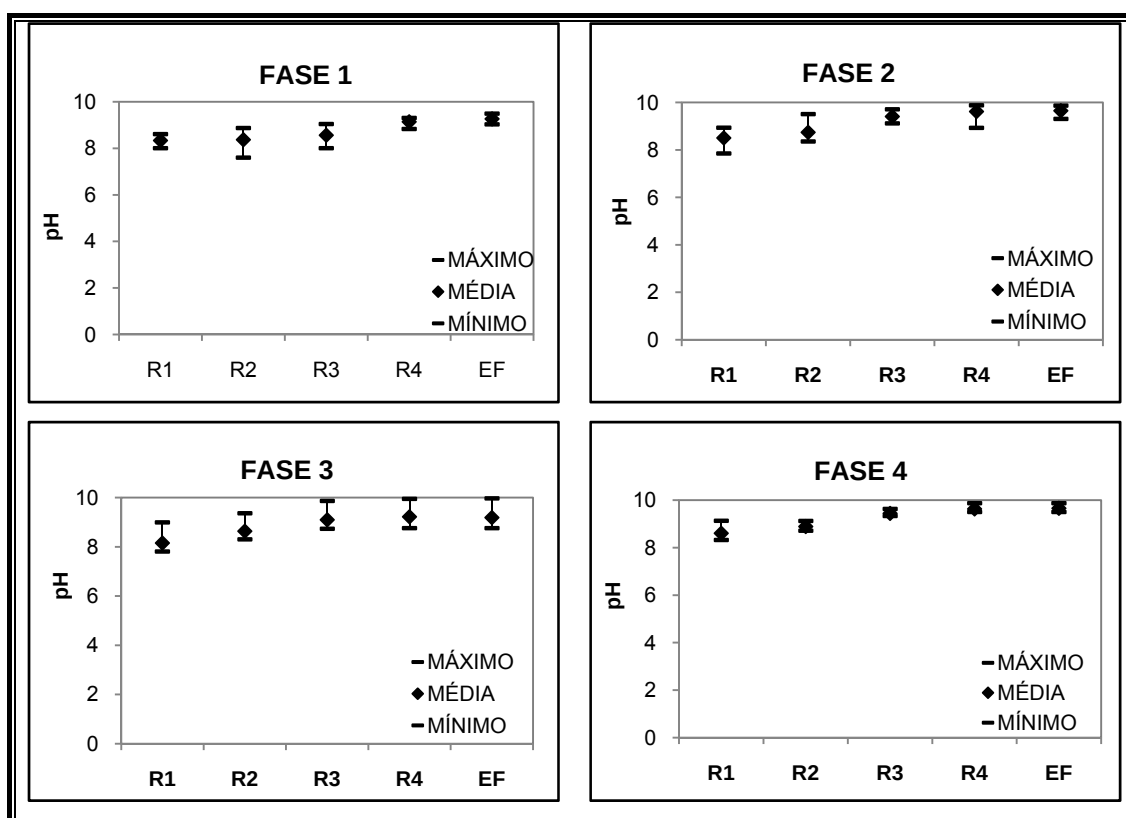


Figura 11 Comportamento do pH

Observa-se na Figura 11 que os valores de pH foi crescente durante todo o período de monitoramento, o que pode ter sido ocasionado pelo processo fotossintético que acontece durante o dia, o qual consome o gás carbônico (CO_2) em

maior quantidade que a respiração das bactérias e das próprias algas, assim o íon bicarbonato (HCO_3^-) se converte em hidroxila (OH^-), tornando o pH alcalino, favorecendo o processo de stripping de amônia. Mas Ozturk et al. (2003) avaliando o processo de stripping, observaram esse comportamento do pH apenas nas primeiras horas, e a partir de um determinado período de tempo houve um decaimento.

Com a elevação dos valores de pH, o íon amônio presente no lixiviado passou para a forma de amônia livre, a qual foi volatilizada e ocorreu a redução da concentração de nitrogênio amoniacal, conforme visualizada na Figura 4.

5.2.4 ALCALINIDADE TOTAL

O comportamento da concentração de alcalinidade total ao longo do período de monitoramento é apresentado na Figura 12.

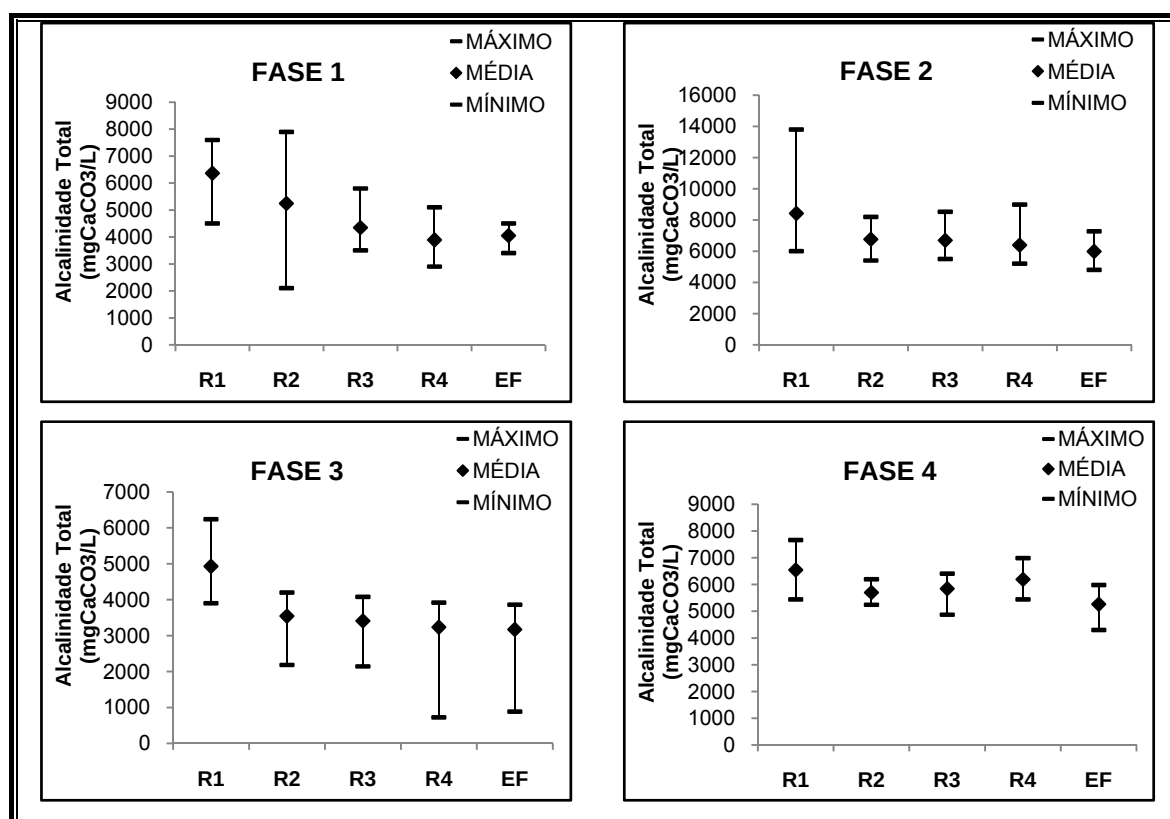


Figura 12 Comportamento da concentração de alcalinidade total

A Figura 12 mostra que houve um decréscimo da concentração de alcalinidade total em todas as fases do monitoramento. As fases 1, 2, 3 e 4 alcançaram médias de remoção da alcalinidade total de 36,4%, 29,0%, 35,7% e 19,6%, respectivamente. Valores superiores a estes foram obtidos por Silva (2008) no processo de stripping sem aeração, alcançando uma eficiência de remoção da alcalinidade total de 54% após 24 horas.

Campos et al. (2007) relataram que a remoção da concentração da alcalinidade total é um fator muito importante durante o stripping de amônia, e observaram que houve remoção de valores significativos nos processos com ou sem injeção de ar, pois a alcalinidade é constituída pela associação de carbonatos e bicarbonatos, compostos químicos que influenciam diretamente na remoção de nitrogênio amoniacal e na variação do pH.

5.2.5 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS

Na Figura 13 apresenta-se o comportamento da concentração de ácidos graxos voláteis durante as fases de monitoramento.

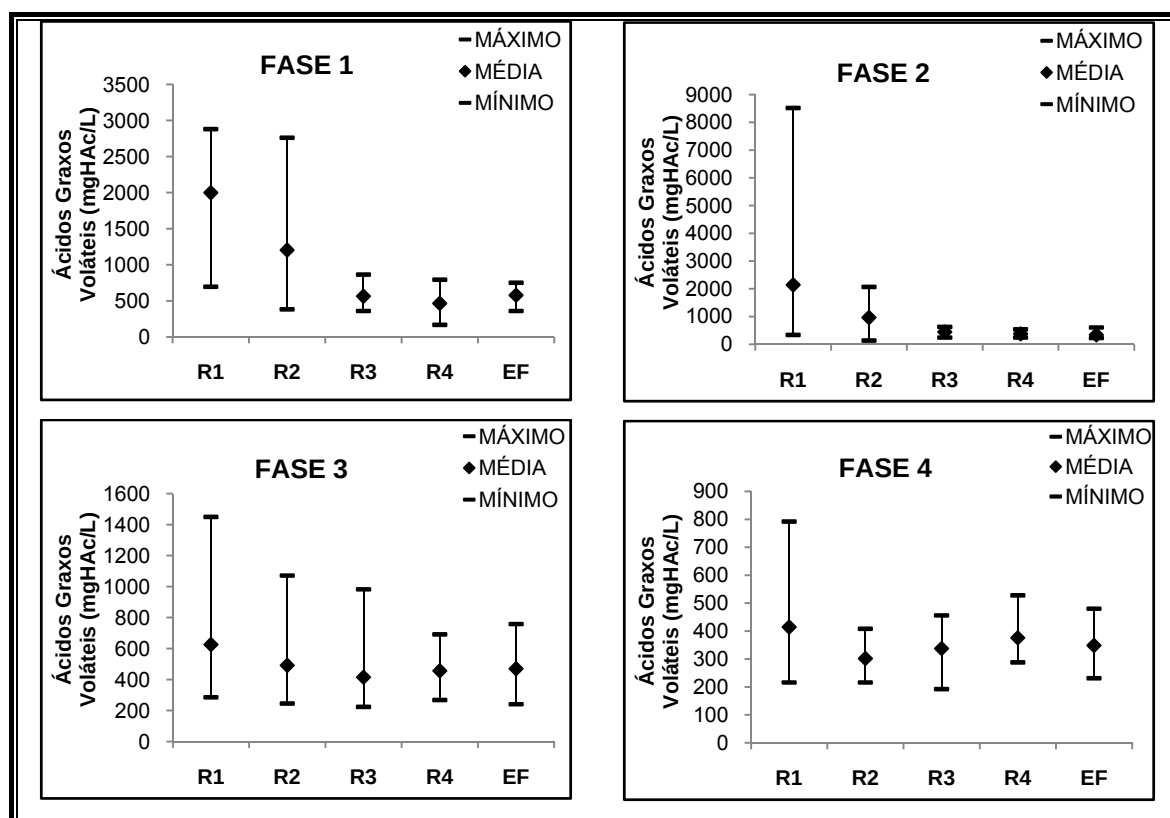


Figura 13 Comportamento da concentração dos ácidos graxos voláteis

O comportamento da concentração dos ácidos graxos voláteis apresentou redução considerável em todas as fases, essa redução pode ter sido ocasionada pela volatilização de alguns ácidos orgânicos que sofreram processo de dessorção juntamente com o nitrogênio amoniacal.

5.2.6 SÓLIDOS

Nas Figuras 14 e 15 apresenta-se o comportamento dos sólidos totais voláteis e dos sólidos suspensos voláteis, respectivamente, durante cada fase do monitoramento.

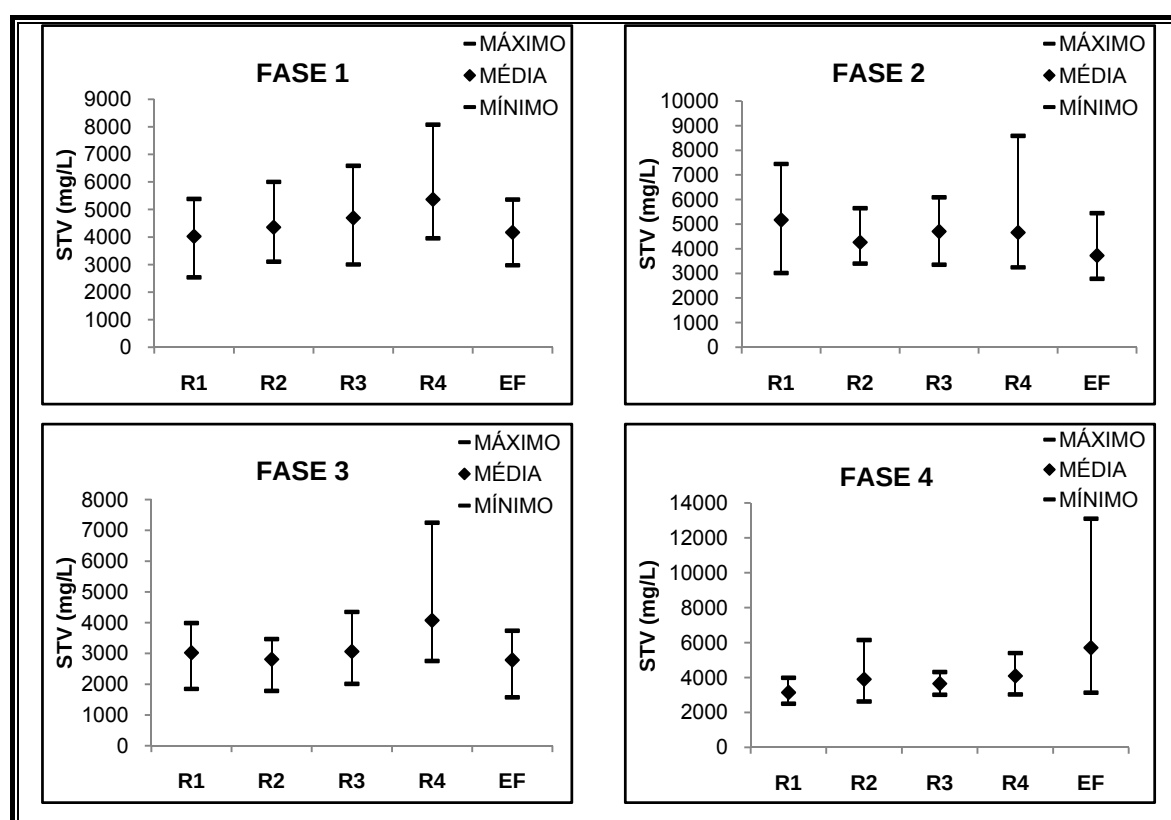


Figura 14 Comportamento da concentração dos sólidos totais voláteis

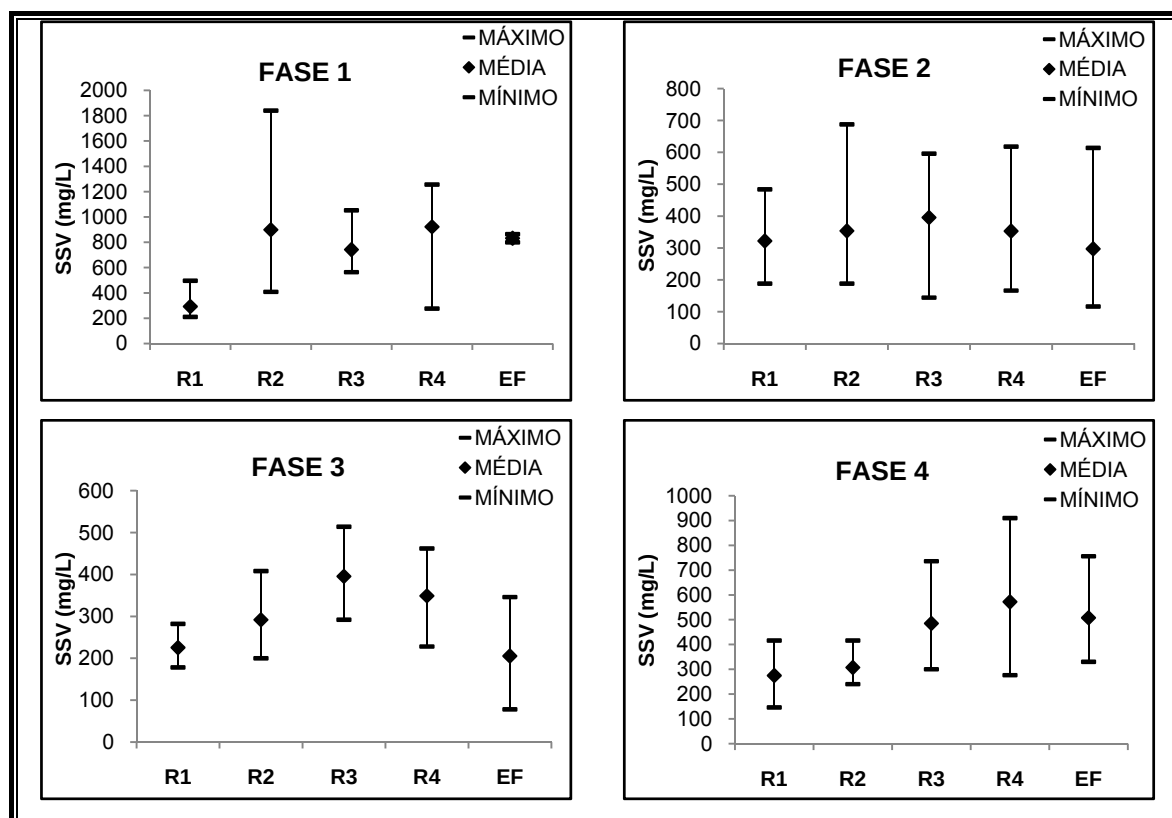


Figura 15 Comportamento da concentração dos sólidos suspensos voláteis

Observa-se nas Figuras 14 e 15, que as concentrações dos sólidos totais voláteis e dos sólidos suspensos voláteis apresentaram oscilações entre os reatores, não seguindo uma tendência como os outros parâmetros. Essa oscilação pode ser explicada pela geração de algas, além do acúmulo de resíduos.

A geração de algas foi observada em todos os reatores, principalmente nos reatores 2 e 3 de todas as fases, o que propiciou um acréscimo de 36% na concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente final.

5.3 MATRIZ DE CORRELAÇÃO

A matriz de correlação objetiva avaliar o nível de correlação estabelecido entre os parâmetros analisados neste trabalho. Nas Tabelas 9, 10, 11 e 12 apresenta-se as matrizes de correlações entre os parâmetros nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Tabela 9 Matriz de correlação da fase 1

Parâmetros	pH	AT	AGV	DQO _t	STV	SSV
NH ₃	-0,854	0,995	0,979	0,947	-0,591	-0,773
pH	1,000	-0,817	-0,737	-0,902	0,411	0,538
AT	-	1,000	0,991	0,928	-0,652	-0,814
AGV	-	-	1,000	0,891	-0,655	-0,823
DQO _t	-	-	-	1,000	-0,401	-0,798
STV	-	-	-	-	1,000	0,575
SSV	-	-	-	-	-	1,000

Tabela 10 Matriz de correlação da fase 2

Parâmetros	pH	AT	AGV	DQO _t	STV	SSV
NH ₃	-0,763	0,955	-0,963	0,966	0,683	-0,327
pH	1,000	-0,850	-0,908	-0,868	-0,524	0,045
AT	-	1,000	0,965	0,958	0,814	-0,045
AGV	-	-	1,000	0,988	0,651	-0,251
DQO _t	-	-	-	1,000	0,687	-0,274
STV	-	-	-	-	1,000	0,387
SSV	-	-	-	-	-	1,000

Tabela 11 Matriz de correlação da fase 3

Parâmetros	pH	AT	AGV	DQO _t	STV	SSV
NH ₃	-0,937	0,993	0,962	0,941	-0,207	-0,482
pH	1,000	-0,934	-0,904	-0,972	0,366	0,429
AT	-	1,000	0,926	0,959	-0,205	-0,394
AGV	-	-	1,000	0,857	-0,205	-0,660
DQO _t	-	-	-	1,000	-0,228	-0,247
STV	-	-	-	-	1,000	0,489
SSV	-	-	-	-	-	1,000

Tabela 12 Matriz de correlação da fase 4

Parâmetros	pH	AT	AGV	DQO _t	STV	SSV
NH ₃	-0,918	0,686	0,572	0,823	-0,628	-0,849
pH	1,000	-0,545	-0,214	-0,958	0,683	0,973
AT	-	1,000	0,730	0,561	-0,837	-0,339
AGV	-	-	1,000	0,118	-0,300	-0,045
DQO _t	-	-	-	1,000	-0,696	-0,915
STV	-	-	-	-	1,000	0,536
SSV	-	-	-	-	-	1,000

Comparando-se os resultados advindos das matrizes de correlações, pode-se observar que as concentrações de nitrogênio amoniacal correlacionaram-se negativamente com os valores de pH em todas as fases, expressando que os valores de pH foram inversamente proporcionais aos valores das concentrações de nitrogênio amoniacal. Essas correlações reforçam as condições favoráveis para o processo de stripping, pois quando os valores de pH são elevados, a amônia que estava na forma de íon no lixiviado passa para a forma de amônia livre, sendo mais facilmente volatilizada.

Os valores de pH também se correlacionaram negativamente com as concentrações de alcalinidade total e DQO total, ratificando a remoção dessas concentrações com o aumento do pH durante cada fase.

As correlações entre NH₃ e DQO total se mantiveram positivas fortes e muito fortes nas quatro fases, expressando que quando as concentrações de NH₃ foram reduzidas, as concentrações de DQO também foram reduzidas, podendo ter sido influenciada pela volatilização dos compostos orgânicos juntamente com o nitrogênio amoniacal.

Em relação aos sólidos, estes não apresentaram correlações significativas entre os parâmetros monitorados, podendo ser explicado pelas variações das concentrações de sólidos geradas pelas massas de algas.

5.4 EXAMES MICROSCÓPICOS

Na Figura 16 apresentam-se as fotos referentes às análises microscópicas do lodo gerado em cada reator de fluxo pistonado.

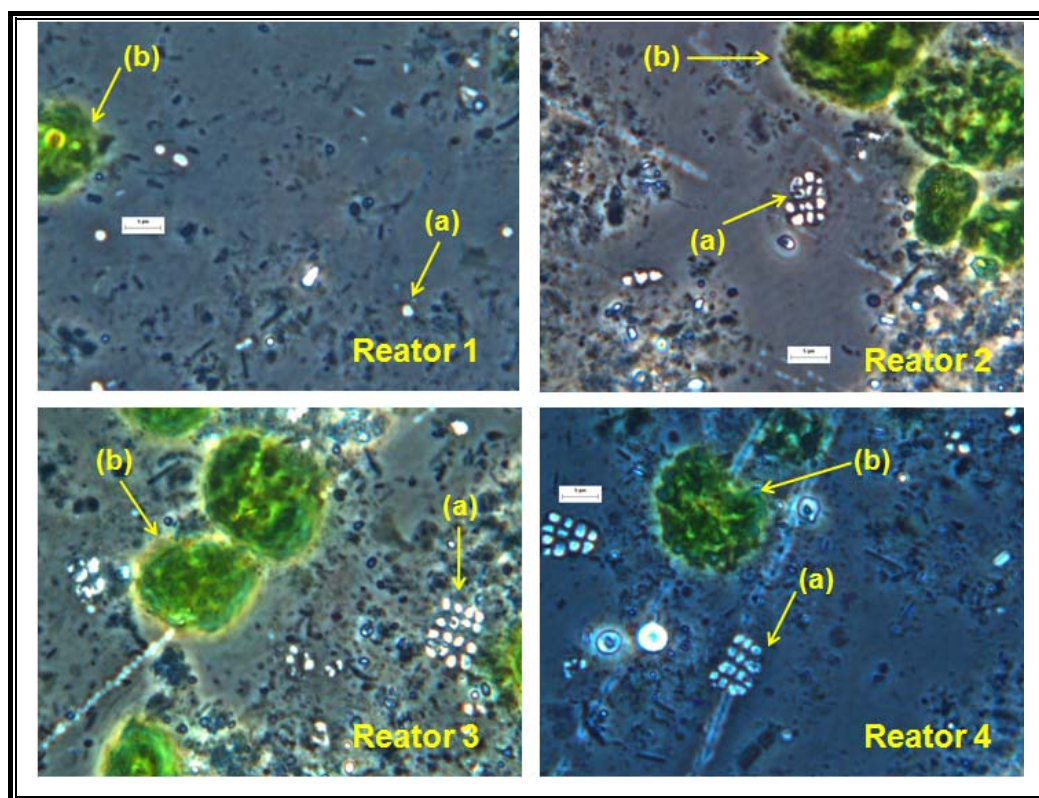


Figura 16 Microscopia comum do lodo gerado em cada reator de fluxo pistonado: (a) bactérias fototróficas anoxigênicas; (b) algas.

Observou-se a presença de bactérias semelhantes às fototróficas anoxigênicas, com grânulos intracelulares de enxofre elementar, em todos os reatores. Além disso, houve presença de cocos e bacilos. Foram visualizadas massas esverdeadas, porém sem integridade estrutural, as algas.

No decorrer do monitoramento dos reatores, foi observada alteração na cor do lixiviado, a qual pode ter sido influenciada pelas bactérias fototróficas anoxigênicas; pois essas bactérias quando estão presentes em grande número promovem florescimento de coloração rósea, púrpura, marrom ou verde (SAAVEDRA, 2007).

Saavedra (2007) observou em seu experimento que a água estagnada, exposta à luz solar, favorece a produção de sulfeto pela decomposição da matéria orgânica, promovendo condições para o crescimento de bactérias fototróficas anoxigênicas.

As bactérias fototróficas anoxigênicas púrpuras sulfurosas, em condições anaeróbias, apresentam crescimento fotoliototrófico, com sulfeto ou enxofre elementar como doador de elétrons, e utilizam a amônia como fonte de nitrogênio. As bactérias fototróficas púrpuras não sulfurosas assimilam sulfato como fonte de enxofre, e utilizam amônia e muitos compostos orgânicos nitrogenados como fonte de nitrogênio (SAAVEDRA, 2007).

6 CONCLUSÕES

Analisando-se os dados deste trabalho de pesquisa, pode-se concluir que:

- ❖ A maior eficiência de stripping do nitrogênio amoniacal foi verificada nas fases 2 e 3, com percentual médio de 99,7 e 99,5%, respectivamente;
- ❖ Foi constatado que quanto maior a carga superficial aplicada aos reatores, maior foi a constante cinética determinada no processo de stripping do nitrogênio amoniacal;
- ❖ As eficiências médias de remoção da DQO total variaram de 22,6 a 66,3% nas fases monitoradas;
- ❖ O estudo mostrou correlação negativa forte e muito forte entre pH e NH_3 , o que reforça as condições favoráveis para o processo de stripping, pois quando os valores de pH são elevados, a amônia que estava na forma de íon no lixiviado passa para a forma de amônia livre, sendo mais facilmente volatilizada.
- ❖ O processo de stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário poderá ser realizado em reatores de fluxo pistonado, com profundidade média de 50 centímetros, haja vista propiciar elevada eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, com baixo custo de operação.

REFERÊNCIAS

ABLP. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA. **Aterros sanitários – uma maneira ambientalmente adequada para o destino final de resíduos**. Limpeza pública. 2006.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-10.004. **Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro. 2004.

_____. NBR-8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro. 1992.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese de doutorado – Centro de Tecnologia e Geociência, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 2007

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. Ed. Washington: American Public Health Association. 1998.

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

BOHDZIEWICZ, J.; BODZEK, M.; GÓRSKA, J. **Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate**. Process Biochemistry. 2001.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives**. Chemosphere. V. 59. 2005.

CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; MOURA, D. A. G.; BARCELLOS, J. F.; CARDILLO, L. **Remoção de amônia por arraste de ar em chorume visando o aumento de sua biodegradabilidade: resultados preliminares**. In: XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. 2007.

CASSINI, S.T.; VAZOLLER, R.F.; PINTO, M.T. **Introdução. In: Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás.** Sérgio Túlio Cassini (coord.). ABES. Rio de Janeiro, 2003.

CASTILHO JÚNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; COSTA, R. H. R.; MÁXIMO, V. A.; RODRIGUES, M. C.; ALVES, J. F. Principais processos físicos-químicos utilizados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. In: CASTILHO JUNIOR, A. B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Florianópolis, ABES, Projeto PROSAB. 2006.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. **Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate.** Water, air and soil pollution. V.94. 1997.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J; HERON, G. **Biochemistry of landfill leachate plumes.** Applied Geochemistry, v. 16. 2001.

CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D. D. **Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates.** Chemosphere, v. 35, n.11. 1997.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005:** dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mms.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em 18 de julho de 2008.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial.** Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2008.

CUNHA, D. **Estudo da Abrelpe indica que 61% dos municípios não têm destino adequado para lixo.** Revista Sustentabilidade. Março 2008.

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

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** Tese de Doutorado

– Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 2003.

GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; ROSSO, T. C. A. **Tratamento de chorume do aterro metropolitano de Gramacho – Rio de Janeiro – Brasil**. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún – México. 2002.

HANDBOOK. **Handbook of Chemistry and Physics**. Ed. Boca Raton : CRC Press, Inc. 2002.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000**. Disponível em: www.ibge.org.br. Acesso em: 14 de Dezembro de 2008.

IWAI, C. K. **Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Bauru-SP. 2005.

KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A. A. **Landfill leachate treatment**. Journal Water Pollution Control Federation. V.56. 1984.

LEI, X.; SUGIURA, N.; FENG, C.; MAEKAWA, T. **Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification**. Journal of Hazardous Materials. v. 145. 2007.

LEITE, V. D.; LUNA, M. L. D.; BENTO, E. R.; LOPES, W. S.; SILVA, R. R. F. **Estudo do pH e nitrogênio amoniacal no processo de stripping de amônia**. In: XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. 2007.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X. D. **Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation**. Waste Management, v. 19. 1999.

LIMA, C. A. A.; MUCHA, M. S.; TELES, R. B.; CUNHA, R. **Estudos preliminares de estimativa de produção de chorume e avaliação de alternativas de tratamento – Estudo de caso: novo aterro de Ribeirão Preto-SP**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande-MS. 2005.

LINS, E. A. M.; **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolato gerado no aterro da Muribeca.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE. 2003.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; SILVA, S. A.; SOUSA, M. A. **Estudo do stripping de amônia em líquido percolato.** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville-SC. 2003.

MAGNANI, M.; MAGNANI, P.; PINAMONTE, S. **Aerobic-anaerobic treatment of msw organic fraction in landfill: A bridge to bioreactor technology.** In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA. 2005.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A.; **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** Chemosphere. 2002.

METCALF & EDDY. **Waste engineering: Treatment and reuse.** 4.ed. Boston: McGraw-Hill. 2003.

MONTEIRO, V. E. D.; **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca.** Tese de Doutorado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE. 2003.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese de Doutorado – Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR. 2005.

MORAVIA, W. G. **Estudo de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG. 2007.

NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A. I.; SAMARAS, P. **Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/floculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates.** Chemosphere, v. 62, n. 5. 2006.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. **Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates**. Waste Management, v. 23. 2003.

PACHECO, J. R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR. 2004.

PACHECO, J. R.; ZAMORA, P. P.; **Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário**. In: XI SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal-RN. 2004.

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J. G.; MOULIN, P. **Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation – prefiltration – reverse osmosis**. Journal of Membrane Science, v. 313. 2008.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials. 2007.

SAAVEDRA, N. K. **Avaliação de bactérias fototróficas em lagoas de estabilização: diversidade, purificação e identificação**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos-SP. 2007.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5th edition. International edition. McGraw-Hill. New York. USA. 2003.

SHIMAKURA, S. E. **Correlação; interpretação do coeficiente de correlação**. In <http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html>. 30/08/06. Acesso em 25 de julho de 2008.

SILVA, F. M. S. **Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do aterro da Muribeca-PE**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE. 2008.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. **Aplicação do método da carga máxima total diária (CTMD) para amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2. 2007.

SILVA, S. M. C. P.; HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; ALÉM SOBRINHO, P. **Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico.** In: XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. 2007.

SILVA, A. C.; **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto tratado.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. 2002.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **BIOMETRY – The Principles and Practice of Statistic in Biological Research.** 2nd edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company. 1981.

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

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management – engineering principles and management issues.** New York: McGraw-Hill. 1993.

VEIGA, A. A.; CARDILLO, L.; YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C. **Remoção de amônia em chorume por arraste de ar.** In: VIII Simposio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2006.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. **Landfill leachate treatment methods: a review.** Environmental Chemistry Letters, v. 4. 2006.