



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ANDRÉ LUIZ HOSSAKA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO, UTILIZANDO COMO PRÉ-TRATAMENTO A
REMOÇÃO PARCIAL DE N-AMONÍACO POR STRIPPING**

Londrina
2008

ANDRÉ LUIZ HOSSAKA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO, UTILIZANDO COMO PRÉ-TRATAMENTO A
REMOÇÃO PARCIAL DE N-AMONÍACO POR STRIPPING**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação, em Engenharia de Edificações e Saneamento, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes

Londrina
2008

ANDRÉ LUIZ HOSSAKA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO, UTILIZANDO COMO PRÉ-TRATAMENTO A REMOÇÃO
PARCIAL DE N-AMONÍACAL POR STRIPPING**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação, em Engenharia de Edificações e Saneamento, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Sandra M. C. P. Silva
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Pedro Alem Sobrinho
Escola Politécnica
Universidade de São Paulo - USP

Londrina, 28 de março de 2008.

Aos amigos Aline e Fábio...

AGRADECIMENTOS

Ao orientador, Prof. Dr. Fernando Fernandes, pelos ensinamentos valiosos ao longo dos últimos anos.

À Prof. Dra. Deize Dias Lopes e à Prof. Dra. Sandra M. C. P. Silva, pelas importantes contribuições ao longo deste trabalho.

Aos amigos e colegas de mestrado Audinil e Felipe, pela grande colaboração durante a montagem e a condução dos experimentos.

Aos amigos, Gisselma, Alessandra, Willian e Carlos, pela colaboração nas análises de laboratório.

À Rogélia, por quem tenho profunda afeição, pela dedicação, amor, carinho e pela felicidade que me proporciona.

Aos meus familiares (em especial à minha mãe, Rosa) e amigos, pelo carinho, incentivo e apoio ao longo desta jornada.

À FINEP, que através do edital PROSAB 5 disponibilizou subsídio financeiro para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao CNPq, pelo fornecimento da bolsa de auxílio.

À todos os integrantes da equipe PROSAB 5 / UEL, pelos momentos de alegria e descontração durante o desenvolvimento das atividades, tornando o trabalho ainda mais prazeroso.

***"A grandeza das ações humanas é proporcional
à inspiração que as produz."***

Louis Pasteur

HOSSAKA, André L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping.** 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina.

RESUMO

O presente trabalho buscou avaliar a influência da redução prévia das concentrações de nitrogênio amoniacal por stripping em sistemas de tratamento biológico aplicados em lixiviados de aterro sanitário (lagoas aeradas e lodos ativados em batelada). O dispositivo experimental era constituído de dois sistemas de tratamento biológico em escala piloto. No "sistema 1", o lixiviado passava por um tanque de stripping antes do tratamento biológico. Já no "sistema 2" o tratamento biológico recebia o lixiviado bruto sem nenhum tipo de pré-tratamento. O tanque de stripping apresentou eficiência de remoção de N-amoniaco de 30% em tanque de 1.000L com alimentação contínua, e de 40 a 50% em tanques de 250L com alimentação intermitente. Em ambos os casos a alcalinidade final era em torno de 3.000mg CaCO₃/L, mantendo o pH entre 8,0 e 8,5. No tratamento biológico do tipo lagoas aeradas, com TDH de 5 dias não foi possível obter a nitrificação completa em nenhum dos sistemas, não ultrapassando 20 e 40 mg/L de nitrito e nitrato respectivamente. A remoção de DQO neste caso foi de 33% no "sistema 1" e de 12% no "sistema 2". No tratamento biológico do tipo lodos ativados, o desempenho do "sistema 1" foi favorecido pela redução prévia das concentrações de N-amoniaco, atingindo a oxidação de todo o N-amoniaco até nitrito com até 7 dias de aeração. A remoção dos nitritos na fase anóxica foi obtida com aproximadamente 40 horas nos dois sistemas utilizando etanol como fonte externa de carbono. Este trabalho mostrou que o stripping aplicado aos lixiviados de aterro sanitário apresentou boas possibilidades, removendo grande parcela do nitrogênio amoniacal sem alterar drasticamente suas características físico-químicas, e favorecendo o acúmulo de nitritos para a desnitrificação pela via curta.

Palavras-chave: Remoção de N-amoniaco. Stripping. Lixiviado. Chorume. Aterro sanitário. Nitritação/desnitrificação. Desnitrificação de via curta.

HOSSAKA, André L. **Biological treatment of sanitary landfill leachate, applying the attenuation of ammonia concentration by stripping as a pre-treatment.** 2008. Dissertation (Master's Degree in Engineering of Buildings and Sanitation) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2008.

ABSTRACT

This work evaluated the benefits of the attenuation of ammonia nitrogen concentrations on biological treatment systems (aerated lagoon and activated sludge batch reactor). The experimental device was constituted by two pilot-scale biological treatment systems. In the "system 1", leachate was pre-treated by ammonia stripping before the biological treatment step. In the "system 2", biological treatment received the raw leachate without any kind of pre-treatment. The average ammonia nitrogen removal in the stripping unit was 30% in a 1.000L continuous feed tank, and 40 to 50% in a 250L batch feed tank. In both cases, final alkalinity was about 3.000mg CaCO₃/L, keeping pH between 8,0 and 8,5. In the aerated lagoons biological treatment, with 5 days of HRT nitrification wasn't obtained in both cases, reaching maximum concentrations of 20 and 40 mg/L for nitrite and nitrate respectively. In this case, the average COD removal was 33% on "system 1" and 12% on "system 2". In the activated sludge batch reactors, the performance on "system 1" was favoured by the attenuation of ammonia nitrogen in the pre-treatment, converting all ammonia nitrogen to nitrite in 7 days of aeration. The nitrite removal was complete in about 40 hours of anoxic phase in both systems, using ethanol as an external carbon source. In this work, stripping applied to sanitary landfill showed good possibilities, removing 30 to 50% of ammonia nitrogen without changing its physical and chemical characteristics, and favouring the nitrite accumulation to the short-cut denitrification.

Key-words: Ammonia nitrogen removal. Stripping. Leachate. Landfill. Nitritation/Denitritation, Short-cut denitrification.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Composição média dos resíduos sólidos domiciliares em algumas cidades brasileiras, e a composição média no país	5
Tabela 3.2 - Destino final dos resíduos sólidos urbanos em algumas localidades no ano de 2000	7
Tabela 3.3 - Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários em algumas cidades do Brasil	9
Tabela 3.4 - Sistemas de tratamento de lixiviados em algumas localidades no mundo	13
Tabela 3.5 - Estágios de oxidação do Nitrogênio	15
Tabela 3.6 - Níveis de concentração de amônia livre que interferem na nitrificação	21
Tabela 4.1 - Características físico-químicas do lixiviado bruto utilizado no experimento exploratório	23
Tabela 4.2 - Descrição das cotas do tanque de stripping	24
Tabela 4.3 - Descrição das dimensões do reservatório da lagoa aeróbia	25
Tabela 4.4 - Condições operacionais dos pilotos	26
Tabela 4.5 - Características físico-químicas do lixiviado bruto durante o período de operação dos sistemas	27
Tabela 4.6 - Métodos analíticos utilizados para as dosagens	29
Tabela 4.7 - Freqüência e pontos de análises para o monitoramento dos pilotos de alimentação contínua	29
Tabela 4.8 - Nomenclatura dos experimentos	32
Tabela 5.1 - Equações das retas nos trechos dos gráficos de NKT e N-amoniaco da Figura 5.1	34
Tabela 5.2 - Equações das retas nos trechos dos gráficos de NKT e N-amoniaco	35
Tabela 5.3 - Equações das retas nos trechos dos gráficos de NKT e N-amoniaco da Figura 5.14	44
Tabela 5.4 - Equações das retas nos trechos dos gráficos de % de remoção de N-amoniaco da Figura 5.15	45
Tabela 5.5 - Relação entre consumo de alcalinidade e redução de N-amoniaco nos testes em batelada	48

Tabela 5.6 - Médias e variações da remoção de Nitrogênio nos sistemas PC-1 e PC-2.....	51
Tabela 5.7 - Médias e variações do consumo de alcalinidade nos sistemas PC-1 e PC-2	53
Tabela 5.8 - Porcentagem de amônia livre em relação ao total de N-amoniacoal, em função do pH e da temperatura.....	56
Tabela 5.9 - Relação entre consumo de DQO e remoção de nitritos, obtida durante os testes de desnitrificação em bancada.....	62
Tabela 5.10 - Valores médios de DBO, DQO filtrada e não filtrada nos sistemas PC-1 e PC-2	66
Tabela 5.11 - Evolução da DBO nos períodos de aeração dos experimentos PI-1 e PI-2 ...	67
Tabela 5.12 - Evolução da DQO nos períodos de aeração dos experimentos PI-1 e PI-2 ..	67

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Porcentagem de amônia livre em função do pH, para diferentes faixas de temperatura.....	16
Figura 4.1 - Esquemas dos sistemas de tratamento 1 e 2	23
Figura 4.2 - Dimensões do reservatório utilizado para o tanque de stripping, segundo o fabricante.....	24
Figura 4.3 - Vista geral dos sistemas de tratamento	26
Figura 4.4 - Bombas dosadoras utilizadas para a alimentação dos sistemas	28
Figura 4.5 - Identificação das amostras coletados nos pilotos	28
Figura 4.6 - Esquema dos sistemas em regime de alimentação intermitente	31
Figura 5.1 - Evolução da série nitrogenada ao longo do tempo, no experimento B-1	34
Figura 5.2 - Porcentagem de remoção de N-amoniacoal e variação temperatura ao longo do tempo, no experimento B-1	35
Figura 5.3 - Evolução do N-amoniacoal, da Alcalinidade e do pH ao longo do tempo, no experimento B-1	36
Figura 5.4 - Evolução do NKT e do N-amoniacoal ao longo do tempo na unidade de stripping do sistema PC-1.....	37
Figura 5.5 - Evolução das concentrações de N-amoniacoal na entrada e na saída do tanque de stripping, e da porcentagem de remoção de N-amoniacoal em relação à média e ao desvio padrão ao longo do tempo	38
Figura 5.6 - Variação da temperatura, da porcentagem de remoção de N-amoniacoal e do pH, ao longo do tempo na unidade de stripping do sistema PC-1.....	39
Figura 5.7 - Evolução da alcalinidade e do consumo de alcalinidade em relação à media e ao desvio padrão, ao longo do tempo no stripping do sistema PC-1	39
Figura 5.8 - Evolução do OD ao longo do tempo, no tanque de stripping do sistema PC-140.....	40
Figura 5.9 - Evolução dos teores de nitrito e nitrato ao longo do tempo no tanque de stripping do sistema PC-1	41

Figura 5.10 - Evolução da DBO na entrada e na saída do tanque de stripping, ao longo do tempo	41
Figura 5.11 - Evolução da DQO na entrada e na saída do tanque de stripping, ao longo do tempo	42
Figura 5.12 - Evolução da série nitrogenada no tanque de stripping ao longo do tempo no experimento ST-1	43
Figura 5.13 - Porcentagem de remoção de N-amoniaco e temperatura ao longo do tempo no experimento ST-1	44
Figura 5.14 - Evolução do N-amoniaco, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo no experimento ST-1	45
Figura 5.15 - Evolução da série nitrogenada ao longo do tempo no tanque de "stripping" para TDH's de 11 e 14 dias.....	46
Figura 5.16 - Evolução da porcentagem de remoção de N-amoniaco e da temperatura ao longo do tempo, para TDH's de 11 e 14 dias.....	47
Figura 5.17 - Evolução da alcalinidade e do pH ao longo do tempo	48
Figura 5.18 - Evolução da alcalinidade e do N-amoniaco ao longo do tempo	48
Figura 5.19 - Evolução do N-amoniaco ao longo do tempo nos experimentos PC-1 (à esquerda) e PC-2 (à direita).....	50
Figura 5.20 - Evolução do NKT ao longo do tempo nos experimentos PC-1 (à esquerda) e PC-2 (à direita)	51
Figura 5.21 - Evolução dos nitritos ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita)	52
Figura 5.22 - Evolução dos nitratos ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita)	52
Figura 5.23 - Concentrações de OD ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).....	53
Figura 5.24 - Evolução da Alcalinidade ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).....	54
Figura 5.25 - Evolução do pH ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).....	54
Figura 5.26 - Evolução do SSV ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).....	55

Figura 5.27 - Evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o primeiro ciclo de aeração do experimento PI-1.....	57
Figura 5.28 - Evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o segundo ciclo de aeração seguinte do experimento PI-1	58
Figura 5.29 - Evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o ciclo de aeração seguinte do experimento PI-2.....	59
Figura 5.30 - Evolução do N-amoniaco, do nitrito e do nitrato ao longo da fase anóxica, utilizando o líquido da saída do tanque de stripping (PI-1) e o lixiviado bruto (PI-2)	61
Figura 5.31 - Evolução da DQO, dos nitritos e dos nitratos em dois diferentes testes de desnitrificação em bancada	62
Figura 5.32 - Evolução da DQO, dos nitritos e dos nitratos nos testes de desnitrificação nos pilotos	63
Figura 5.33 - Evolução da DBO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-1	64
Figura 5.34 - Evolução da DBO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-2	64
Figura 5.35 - Evolução da DQO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-1	65
Figura 5.36 - Evolução da DQO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-2	65

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 GERAL	3
2.2 ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 ALGUMAS CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	4
3.2 ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO MAIS USADAS NO BRASIL	6
3.3 SUBPRODUTOS DA BIODEGRADAÇÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS DOMICILIARES -GERAÇÃO DE LIXIVIADOS	8
3.4 TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO	10
3.5 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	14
3.5.1 Remoção de N-amoniaco por processos físico-químicos	15
3.5.2 Remoção de N-amoniaco por processos biológicos	18
3.5.2.1 Nitrificação - desnitrificação	18
3.5.2.2 Nitritação e desnitrificação - desnitrificação de via curta.....	20
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 EXPERIMENTO EXPLORATÓRIO DE STRIPPING EM ESCALA DE BANCADA	22
4.2 MONTAGEM DOS SISTEMAS EM ESCALA PILOTO	23
4.3 LIXIVIADO UTILIZADO	26
4.4 COLETA DE AMOSTRAS, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS 1 E 2 OPERADO COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA	27
4.5 TESTE DE STRIPPING EM BATELADA NO TANQUE DE 1.000L	29
4.6 ADEQUAÇÃO, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS POR BATELADA	30
4.7 TESTES COM A UTILIZAÇÃO DE FONTE EXTERNA DE CARBONO PARA A DESNITRIFICAÇÃO	31
5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACO POR STRIPPING	33
5.1.1 Teste em escala de bancada (experimento B-1).....	33

5.1.2	Redução prévia das concentrações de N-amoniaco no piloto de alimentação contínua (experimento PC-1)	36
5.1.3	Piloto de alimentação intermitente	42
5.1.3.1	Teste de stripping em batelada no tanque de stripping (experimento ST-1).....	43
5.1.3.2	Avaliação do sistema de batelada em tanques de 250L	46
5.2	DINÂMICA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO NO TRATAMENTO POR LAGOA AERADA E LODOS ATIVADOS INTERMITENTE	49
5.2.1	Lagoa aerada de mistura completa.....	50
5.2.2	Lodos ativados de alimentação intermitente.....	56
5.3	DINÂMICA DE REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA NO TRATAMENTO POR LAGOA AERÓBIA e lodos ativados intermitente.....	63
5.3.1	Lagoa aerada de mistura completa.....	63
5.3.2	Sistema de lodos ativados de alimentação intermitente	66
6	CONCLUSÕES	68
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas associados ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário é a remoção de nitrogênio, que no caso dos efluentes de aterro, encontra-se em concentrações bastante elevadas, principalmente na forma amoniacal (NH_3 e NH_4^+).

O nitrogênio amoniacal, além de causar impactos ao meio ambiente, em altas concentrações causa a inibição da atividade biológica, tornando o tratamento de efluentes por vias biológicas limitado. Portanto, a remoção de nitrogênio não é uma questão relacionada apenas aos impactos desta substância no meio ambiente, mas também envolve os processos de tratamento biológico de modo geral.

A remoção de nitrogênio pode ser realizada tanto por processos físico-químicos quanto por processos biológicos.

No caso dos lixiviados de aterro, processos físico-químicos de remoção de nitrogênio muitas vezes são aplicados como pré-tratamento, visando reduzir suas concentrações para níveis satisfatórios ao tratamento biológico.

Entre os processos físico-químicos de remoção de nitrogênio, destaca-se o stripping de amônia em função da sua simplicidade de operação. Esta alternativa consiste na volatilização da amônia livre (NH_3) através do contato do efluente com o ar, apresentando simplicidade operacional.

A remoção de nitrogênio por vias biológicas pode ser realizada de duas formas: pela nitrificação/desnitrificação convencional ou pela nitritação/desnitrificação (desnitrificação de via curta).

A nitrificação/desnitrificação é o processo onde é promovida a oxidação do nitrogênio amoniacal até nitrato (NO_3^-), seguida de etapa anóxica onde as bactérias heterotróficas passam a utilizar o oxigênio das moléculas de nitrato, liberando N_2 na forma de gás.

A desnitrificação de via curta ocorre do mesmo modo do processo convencional, porém durante a fase de aeração, são criadas condições favoráveis ao acúmulo de nitritos (NO_2^-). Na etapa anóxica o oxigênio do nitrito é consumido liberando gás N_2 .

A desnitrificação de via curta apresenta algumas vantagens em relação ao processo de nitrificação/desnitrificação convencional, como por exemplo, a necessidade de menor aeração e o menor consumo de alcalinidade durante o

processo de oxidação.

Com esta visão, o presente trabalho buscou identificar a influência da redução prévia das concentrações de nitrogênio amoniacal por stripping em sistemas de tratamento biológico aplicados aos lixiviados de aterro sanitário, avaliando o desempenho de duas linhas de tratamento (com e sem remoção prévia de N-amoniacal) na remoção de matéria orgânica e do nitrogênio por vias biológicas.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

O presente trabalho tem como objetivo identificar a influência da redução prévia das concentrações de nitrogênio amoniacal em sistemas de tratamento biológico (lagoas aeradas e lodos ativados em batelada), na remoção de carga orgânica e de nitrogênio por vias biológicas.

2.2 ESPECÍFICOS

- Determinar a dinâmica de remoção de N-amoniaco do processo de stripping;
- Identificar as diferenças entre dois sistemas de tratamento biológico (com e sem pré-tratamento por stripping), avaliando seus desempenhos na remoção de carga orgânica e de nitrogênio;
- Avaliar a possibilidade da remoção de nitrogênio por vias biológicas integrada ao tratamento biológico em ambos os casos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SUAS CARACTERÍSTICAS

Os problemas que envolvem a geração de resíduos sólidos urbanos, seja pelos potenciais impactos ambientais a eles associados, ou pelos altos investimentos financeiros que demandam da administração pública, é um tema de crescente discussão no Brasil e em qualquer país do mundo.

Os registros históricos mostram que no saneamento, quando os resíduos sólidos ou líquidos passavam a provocar problemas sanitários graves ou grandes desconfortos, a solução encontrada era seu afastamento. Esta visão, recebida da era Romana clássica, imperou no saneamento até época recente. Tanto os esgotos sanitários como os resíduos sólidos eram simplesmente afastados para um local suficientemente distante dos centros urbanos e abandonados na natureza. Esta visão explica a existência dos “lixões” seja no Brasil (onde em alguns lugares esta solução persiste) ou em outros países economicamente mais desenvolvidos, que puderam resolver este problema de forma mais adequada antes do Brasil. De qualquer forma, mesmo nos países economicamente desenvolvidos, a geração dos resíduos sólidos é um problema constante para as municipalidades.

Fatores como o crescimento exponencial da população mundial, a partir do início da sociedade industrial e a tendência à urbanização, que no Brasil foi sentida principalmente a partir de 1950, estão associados ao aumento exponencial da geração de resíduos sólidos no meio urbano, tornando o problema ainda mais grave. Além disto, a crescente produção de alimentos e de produtos industrializados fez com que as quantidades de resíduos sólidos produzidos aumentassem constantemente. No caso dos países latinos, em média, a produção de resíduos dobra a cada 15 anos (Zepeda, 1991).

As características dos resíduos gerados por uma comunidade dependem de um grande número de variáveis que vão desde questões sócio-econômicas até fatores climáticos, geográficos e culturais. A complexidade dos processos industriais modernos se reflete na grande variedade de resíduos produzidos no meio urbano.

Os resíduos sólidos domiciliares (RSD) são aqueles gerados nas residências e pequenos estabelecimentos comerciais. Embora sua composição seja

variável, sua produção é expressiva e ocorre em qualquer local, mesmo em pequenas localidades. A gestão destes resíduos é um serviço público, e no Brasil, historicamente, ficou a cargo das municipalidades.

Outros tipos de resíduos urbanos, como os resíduos de podas e capinas, de construção e demolição, lodos de estações de tratamento de esgotos, resíduos comerciais, muitas vezes acabam sendo lançados nos mesmos locais dos resíduos domiciliares. No Paraná, até recentemente, os resíduos de serviços de saúde eram coletados pelas prefeituras e dispostos nos mesmos locais dos resíduos domiciliares, porém na maioria das vezes em valas específicas. Da mesma forma, os resíduos industriais, embora sejam legalmente de responsabilidade de seus geradores, algumas vezes são lançados nos aterros municipais.

Portanto, embora a maior parte dos resíduos dispostos nos aterros municipais seja de resíduos domiciliares, é bastante provável encontrar no mesmo local, outros tipos de resíduos.

Como foi comentado, a composição dos resíduos sólidos domiciliares é influenciada por uma série de fatores. Apesar disso, a concentração média de matéria orgânica em peso se mantém entre 40 e 70% em todo o país.

A Tabela 3.1 mostra, a título de ilustração, a composição média dos resíduos sólidos domiciliares de algumas cidades brasileiras e a média nacional, em porcentagem de peso em relação ao total.

Tabela 3.1 – Composição média dos resíduos sólidos domiciliares em algumas cidades brasileiras, e a composição média no país.

Material	% em relação ao peso total				
	Viçosa, MG ⁽¹⁾	Manhuaçu, MG ⁽¹⁾	São Paulo, SP ⁽²⁾	Porto Alegre, RS ⁽³⁾	Brasil (média) ⁽¹⁾
Papel e papelão	9,4	12,3	18,8	15,0	18,0
Plástico	4,8	6,0	22,9	12,4	8,0
Metal e lata	2,9	3,7	3,0	2,5	1,5
Vidro	2,5	4,0	1,5	1,9	3,0
Matéria orgânica	75,3	68,9	69,5	52,1	65,0

⁽¹⁾ Fonte: IEF / UNICEF, 1999

⁽³⁾ Fonte: Comcap, 2002.

⁽²⁾ Fonte: IPT / CEMPRE, 2000.

Há uma parte considerável dos resíduos sólidos que pode ser reciclada, com ganhos econômicos e ambientais (Calderoni, 1998), e há uma parte importante de matéria orgânica que é biodegradável, como pode ser observado na Tabela 3.1. O acúmulo de resíduos orgânicos em um único local pode gerar vários problemas ambientais, associados à biodegradação da matéria orgânica aos vários compostos solubilizados durante este processo.

3.2 ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO MAIS USADAS NO BRASIL

No Brasil, as alternativas mais utilizadas de disposição de resíduos são os “lixões”, os aterros sanitários e os aterros controlados.

A disposição de resíduos sólidos em “lixões” é inaceitável, pois estes locais são escolhidos sem qualquer critério técnico e ambiental, geralmente não têm qualquer tipo de controle e provocam a contaminação das águas, ar e solo, além dos riscos sanitários a que expõem a população.

Os aterros sanitários são obras de engenharia destinadas à disposição final dos resíduos sólidos. De acordo com a ABNT (NB-843), os aterros sanitários consistem na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza as técnicas para confinar os resíduos sólidos à menor área possível, e reduzi-los ao menor volume possível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores, se necessário.

A NBR 8849 também conceitua os aterros controlados, que seria uma solução mais simplificada e de menor custo, o que viabiliza a implantação de aterros em comunidades menores. A referida norma não cita limites de populações para o caso. Mesmo assim, pela norma, os aterros controlados passam por um processo de escolha de área e projetos de engenharia. Na prática, muitas vezes, um “lixão” que recebeu cobertura com terra passa a ser denominado aterro controlado, o que a rigor, não está em consonância com a norma.

Há alternativas que possibilitam a minimização da quantidade de resíduos a serem dispostos nos aterros e lixões, como a reciclagem dos resíduos inorgânicos, e a compostagem da matéria orgânica.

A compostagem é uma alternativa interessante do ponto de vista ambiental

para a questão dos resíduos sólidos. Neste sistema, pode ser feita a separação da parte reciclável da parte orgânica, sendo esta última transformada através do processo de compostagem, que é uma biodegradação aeróbia e exotérmica da parte orgânica, levando à produção de um condicionador de solo, que pode ter grande interesse agrônomo.

A incineração tem aplicação restrita no Brasil, mas é muito usada em alguns países. No Brasil seu interesse pode aumentar, principalmente para localidades onde há grande geração de resíduos, onde o seu potencial térmico pode ser usado para produção de energia elétrica.

A Tabela 3.2 mostra o destino final dos resíduos sólidos urbanos em algumas cidades do Brasil.

Tabela 3.2 – Destino final dos resíduos sólidos urbanos em algumas localidades no ano de 2000.

Grandes Regiões, Unidades da Federação, Regiões Metropolitanas e Municípios das Capitais	Quantidade diária de lixo coletado (t/dia)				
	Total	Lixões	Aterro controlado	Aterro sanitário	Outros
Brasil	228.413,0	48.321,7	84.575,5	82.640,3	12.875,5
Nordeste	41.557,8	20.043,5	6.071,9	15.030,1	412,3
Fortaleza	2.375,0	-	-	2.375,0	-
Recife	1.376,0	-	-	1.376,0	-
Salvador	2.490,5	-	-	2.476,5	14,0
Sudeste	141.616,8	13.755,9	65.851,4	52.542,3	9.467,2
Belo Horizonte	4.920,6	-	400,0	4.227,6	293,0
Rio de Janeiro	8.343,0	-	1.951,0	6.124,0	268,0
São Paulo	20.150,2	-	-	15.426,5	4.723,7
Sul	19.874,8	5.112,3	4.833,9	8.046,0	1.882,6
Curitiba	1.548,9	-	-	1.547,5	1,4
Florianópolis	435,0	-	-	435,0	-
Porto Alegre	1.610,0	-	-	1.050,0	560,0
Centro-Oeste	14.296,5	3.131,0	4.684,4	5.553,1	928,0
Cuiabá	630,0	-	-	442,0	188,0
Goiânia	3.270,0	-	-	3.270,0	-
Brasília	2.567,2	-	2.021,9	-	545,3

Fonte: IBGE, 2007.

Como pode ser visto, a maior parte dos resíduos sólidos são dispostos em aterros sanitários, aterros controlados ou “lixões”.

Em qualquer destes casos, a matéria orgânica, submetida ao processo de

biodegradação, inevitavelmente gera subprodutos que podem ocasionar impactos ambientais.

3.3 SUBPRODUTOS DA BIODEGRADAÇÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS DOMICILIARES – GERAÇÃO DE LIXIVIADOS

Como mostram os dados anteriores apresentados na Tabela 3.2, a alternativa mais usada no Brasil para a disposição dos resíduos sólidos domiciliares são os aterros controlados, aterros sanitários e lixões.

Em qualquer destes casos, a fração orgânica dos resíduos passa por um processo natural de biodegradação inicialmente aeróbia, e após a depleção do oxigênio disponível a biodegradação passa a ser anaeróbia.

Este processo de biodegradação gera subprodutos potencialmente nocivos ao meio ambiente, que são: o gás carbônico (em condições aeróbias) e o gás metano (em condições anaeróbias), e o lixiviado.

O lixiviado de aterro de resíduos sólidos, também conhecido como chorume, é o líquido oriundo da percolação das águas pluviais através da massa de resíduos dispostos nos aterros e lixões, que solubilizam uma série de compostos orgânicos e inorgânicos, gerando um efluente que pode causar sérios impactos ao meio ambiente.

As características físico-químicas dos lixiviados são determinadas por um grande conjunto de fatores, dos quais os mais importantes estão relacionados a seguir:

Composição dos resíduos aterrados:

A parcela de cada material (metal, plástico, vidro, papel e matéria orgânica) nos resíduos é fator importante na geração de lixiviado, principalmente a dos que facilmente se solubilizam em água. Alternativas, como coleta seletiva e compostagem da fração orgânica, proporcionam um grande ganho ambiental, uma vez que promovem a diminuição do volume de resíduos a serem depositados em aterros, prolongando a sua vida útil e diminuindo a geração de lixiviados.

Grau de compactação da massa de lixo:

Quanto maior o grau de compactação da massa de lixo em um aterro, menor o seu volume de vazios, contribuindo assim para que se evite a percolação de líquidos, diminuindo a quantidade de lixiviados, porém aumentando a sua

concentração.

Incidência de precipitação pluvial:

A relação entre a ocorrência de chuvas e as características dos lixiviados é direta. A percolação das águas pluviais nos aterros influi na concentração e no volume de lixiviados produzidos.

Idade do aterro:

A composição do lixiviado sofre influência dos processos que ocorrem no interior das células. Segundo GOMES et al. (2006), a degradação da matéria orgânica no interior dos aterros se divide em 5 fases:

- Fase I: Ajustamento inicial. Fase associada à disposição recente de resíduos. Nesta etapa inicia o acúmulo de umidade e a decomposição da matéria orgânica ocorre em condições aeróbias.
- Fase II: Fase de transição. Etapa onde ocorre transição de ambiente aeróbio para anaeróbio. Concentrações de DQO e ácidos graxos voláteis passam a ser detectadas no final desta fase.
- Fase III: Formação de ácidos. Formação de concentrações elevadas de ácidos graxos voláteis. Normalmente nesta fase é observada uma queda no pH, e conseqüente dissolução de alguns metais.
- Fase IV: Fase de fermentação metanogênica. Ocorre o consumo de ácidos por arqueias metanogênicas, que são convertidos em metano e dióxido de carbono, portanto há um aumento na produção de gases.
- Fase V: Fase de maturação final. Nesta fase, a atividade biológica é limitada. Há uma diminuição na produção de gases, e pode ocorrer a formação de ácidos húmicos.

Tabela 3.3 – Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários em algumas cidades do Brasil.

Parâmetro (mg/L) exceto pH	Santo André		Itapecerica da Serra		São Giácomo		Londrina 1998	Londrina 2005
	min	max	min	max	min	max		
pH	6,90	8,65	7,05	7,14	5,71	8,40	8,30	8,3
DQO	2.600	8.050	2.560	3.700	558	49.680	1.680	4.500
DBO	1.720	5.790	2.520	2.720	99	26.799	*	330
Alcalinidade							973	7.900
NKT	600	4.950	160	160	144	1.494	*	1.300
N-amoniaco	25	1.000	*	*	0,6	1.258	*	1.100
Nitrito	0,005	0,10	-	0,015	*	*	*	*
Nitrato	<0,20	0,60	0,06	0,08	*	*	*	*
SST	1.230	3.350	1.320	2.760	*	*	1.780	82

Fonte: GOMES et al., 2006.

Devido à influência de um conjunto grande de fatores externos, os lixiviados de aterro sanitário apresentam grande variabilidade em suas características físico-químicas, podendo até mesmo haver grandes variações em um mesmo aterro em curtos períodos. A Tabela 3.3 apresenta as características físico-químicas dos lixiviados de aterro em algumas cidades brasileiras.

Os lixiviados de aterro sanitário em geral são líquidos que concentram elevadas cargas de poluentes como matéria orgânica e alguns nutrientes (principalmente nitrogênio). Em alguns casos, o lixiviado de aterro pode conter metais pesados. Em aterros mais antigos, os lixiviados podem conter compostos orgânicos complexos e resistentes à biodegradação, como por exemplo, substâncias húmicas e fúlvicas. Segundo KANG et al, 2002, com o aumento da idade do aterro, aumentam também a quantidade de componentes aromáticos e o tamanho molecular das substâncias húmicas, o que sugere que em aterros mais antigos, o grau de humificação é maior.

Os compostos orgânicos presente nos lixiviados são derivados solúveis do processo de biodegradação, e são geralmente caracterizados por ácidos graxos, proteínas e carboidratos (REINHART, 1992).

Sendo o lixiviado um líquido com alto potencial de contaminação, faz-se necessário o tratamento adequado deste efluente. Além da evidente necessidade de se preservar a qualidade dos cursos d'água, os responsáveis pela operação dos aterros sanitários devem atender às exigências órgãos ambientais competentes, que em alguns casos, não admite sob hipótese alguma, o lançamento de lixiviado em corpos receptores mesmo após seu tratamento.

3.4 TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO

As principais questões relacionadas ao tratamento de lixiviados de aterro são em relação à remoção de carga orgânica e nitrogênio. Como já foi discutido anteriormente, os lixiviados de aterro contém altas concentrações desses poluentes.

Segundo RENOUE et al. (2008), os sistemas de tratamento de lixiviados podem ser divididos em três grupos, sendo eles:

Recirculação no próprio aterro:

Consiste na captação do lixiviado gerado e sua reintrodução na massa de resíduos, ativando o processo de biodegradação e melhorando as características do

lixiviado a longo prazo. Esta alternativa é bastante interessante do ponto de vista financeiro devido aos baixos custos de operação. No estado do Paraná, a Resolução SEMA-IAP 002/2006 determina que todo o lixiviado gerado nos aterros não pode ser lançado em nenhum corpo receptor, devendo ser totalmente recirculado no próprio aterro.

Transferência e Co-tratamento com esgoto doméstico:

Alternativa que vem sendo explorada há poucos anos. Apesar de suas vantagens com relação à manutenção e aos baixos custos de operação, essa alternativa é bastante questionada devido à presença nos lixiviados de compostos que podem inibir o tratamento biológico. Em um sistema de lodos ativados em batelada, com tanque anóxico seguido de tanque de aeração e decantador, com uma proporção de esgoto para lixiviado de 9/1, foram obtidos uma eficiência de remoção de 95% para DBO e 50% de nitrogênio (RENOU et al,2008).

Tratamento no próprio aterro

Pressupõem a coleta dos lixiviados e seu encaminhamento para um processo específico de tratamento, sendo os mais empregados:

- Sistemas biológicos:
 - Processos aeróbios:

São aplicados com o objetivo de remover carga orgânica biodegradável e oxidar o nitrogênio amoniacal (nitrificação). Nesta categoria, destacam-se os sistemas do tipo lagoa aerada de mistura completa e lodos ativados.

Sistemas do tipo lagoas aeradas geralmente são bem vistos pela sua eficiência na remoção de carga orgânica e microrganismos patogênicos, além da relativa simplicidade e baixos custos de operação.

- Processos anaeróbios:

No caso de lixiviados de aterro, os sistemas anaeróbios podem ser bem adequados, uma vez que dão continuidade aos processos anaeróbios que ocorrem no interior das células dos aterros. Porém, a geração de metano e as baixas taxas de reação neste tipo de sistema são fatores a serem levados em conta.

A digestão anaeróbia da matéria orgânica é inibida com concentrações de nitrogênio amoniacal entre 30 e 100mg/L (FRICKE et al, 2006). No caso dos lixiviados, que geralmente apresentam altas concentrações de nitrogênio amoniacal,

seu tratamento por processos anaeróbios pode ser limitado.

- Sistemas físico-químicos:

Em alguns casos, sistemas físico-químicos são utilizados em conjunto com sistemas biológicos visando melhorar sua eficiência, ou até mesmo torná-lo possível quando há presença de materiais bio-refratários no lixiviado bruto (WISZNIOWSKI et al, 2005). Podem ser utilizados tanto como pré-tratamento, visando viabilizar o tratamento biológico, e também como pós-tratamento, para a remoção complementar de carga orgânica, cor e sólidos em suspensão.

- Oxidação química:

Em muitos casos, os lixiviados contêm entre seus compostos, substâncias que inibem o desenvolvimento bacteriano e, conseqüentemente, tornam o tratamento por via biológica limitado. Sistemas de oxidação avançada aplicados aos lixiviados de aterro são amplamente estudados devido a sua capacidade de remover componentes orgânicos mais complexos, que muitas vezes estão presentes nos lixiviados. Consiste na utilização de fortes oxidantes para ativar o processo, como o ozônio (O_3), água oxigenada (H_2O_2), irradiação ultravioleta, entre outros.

Em um sistema biológico do tipo biofiltro, o pós-tratamento por oxidação química utilizando o ozônio reduz a DQO em 33% (IACONI et al, 2006).

- Adsorção:

A adsorção com carvão ativado é muito utilizada para a remoção de moléculas orgânicas mais complexas. Porém, a necessidade da constante reposição do carvão ativado representa um alto custo de operação para sistemas de tratamento de lixiviados.

- Coagulação/floculação:

Técnica geralmente utilizada em lixiviados que apresentam um alto grau de estabilização. Bastante eficiente na remoção de carga orgânica não biodegradável. É aplicada em conjunto com sistemas biológicos e de osmose reversa como pré-tratamento, mas também pode ser utilizada como pós-tratamento.

- Precipitação química:

É uma das técnicas utilizadas para a remoção de nitrogênio amoniacal. O assunto “remoção de nitrogênio” será mais aprofundado no item 3.5 do presente trabalho.

- “Air stripping”:

Assim como a precipitação química, trata-se de uma técnica de remoção de nitrogênio amoniacal. Este assunto será detalhado no item 3.5.

Apesar dos lixiviados de diferentes aterros apresentarem algumas características em comum, ainda existe uma grande variabilidade em suas propriedades físico-químicas de local para local. Portanto, apontar um método como o mais adequado para seu tratamento não é uma tarefa fácil, pois cada caso demanda uma solução diferenciada.

A Tabela 3.4 cita sistemas de tratamento de lixiviados aplicados em alguns locais do mundo.

Tabela 3.4 – Sistemas de tratamento de lixiviados em algumas localidades no mundo.

Local	Sistema
Tullytown, Pensilvania – EUA	Equalização de fluxo, precipitação com cal e clarificação, stripping de amônia, lodos ativados e cloração.
New Hampshire - EUA	Precipitação química seguida de tratamento biológico combinado com adsorção por carvão ativado em pó.
Sarnia, Ontário – Canadá	Precipitação química seguida de três lagoas aeróbias
Aterro de Georgswerder, Hamburgo – Alemanha	Pré-tratamento físico-químico (coagulação/floculação, flotação e sedimentação, seguido de lodos ativados em batelada de dois estágios, com tratamento complementar por adsorção com carvão ativado

Fonte: QASIM et CHIANG, 1994.

Mesmo não havendo dados oficiais a respeito do emprego de sistemas de tratamento de lixiviados de aterro sanitário no Brasil, é sabido que em muitos aterros o sistema de lagoas de estabilização, geralmente implantados de forma empírica, foi amplamente adotado. Em levantamento informal, foi verificado que no aterro de Gramacho, no Rio de Janeiro – RJ, o sistema de tratamento consiste em lagoa de equalização, seguida de adição de cal e stripping para amônia e posteriormente lodos ativados convencionais. No aterro de Muribeca, em Recife – PE, foram empregadas lagoas de estabilização anaeróbia e aeróbia. O lixiviado do Aterro Bandeirantes em São Paulo – SP, é levado para co-tratamento com o esgoto doméstico na ETE Barueri. Em Londrina – PR, é empregado o sistema de lagoa aerada de mistura completa. Em Curitiba – PR, no aterro da Cachimba, o sistema empregado é o de lagoas de estabilização.

De uma maneira geral, ainda que combinados com processos físico-químicos, os sistemas de tratamento biológico são amplamente utilizados no Brasil

e no mundo.

O nitrogênio é um elemento comumente encontrado em elevadas concentrações em lixiviados de aterros sanitários, tanto na forma orgânica quanto na forma amoniacal. Deste modo, a remoção de nitrogênio é um aspecto que deve ser considerado no tratamento deste efluente.

O lançamento de N-amoniacal em corpos hídricos causa impactos significativos. Além de tóxica para alguns seres vivos, pode provocar a eutrofização dos cursos d'água.

O CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, através da resolução nº 357 de 17 de março de 2005, determina as condições de lançamento de efluentes, e fixa a concentração máxima de nitrogênio amoniacal para lançamento em 20 mg/L de N-NH₃.

A presença de N-amoniacal não representa problemas apenas para o meio ambiente. Estudos mostram que as altas concentrações de N-amoniacal em sistemas biológicos de tratamento interferem de forma negativa no processo. LI e ZHAO, 1999, mostraram que em um sistema do tipo lodos ativados, variando as concentrações de N-amoniacal de 50 a 800 mg/L, houve redução na taxa de remoção de DQO de 97,7% para 78,1%. Houve também inibição na atividade bacteriológica, com uma redução na taxa específica de assimilação de oxigênio de 68 para 45 mg O₂/g de SSV.

3.5 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Devido aos seus efeitos tóxicos tanto para o meio ambiente como para sistemas de tratamento biológico, a avaliação de processos de remoção de N-amoniacal em sistemas de tratamento de lixiviados tem sido um tema constantemente abordado pelos pesquisadores da área.

No lixiviado bruto, o nitrogênio, quando não está ligado a moléculas orgânicas, é praticamente todo encontrado na forma amoniacal. A Tabela 3.5 ilustra os níveis de oxidação do nitrogênio.

Tabela 3.5 – Estágios de oxidação do Nitrogênio.

Estágio de oxidação do N	Aumento do nível de oxidação do Nitrogênio						
	-3	0	+1	+2	+3	+4	+5
Soluções aquosas e sais	NH ₄ ⁺ NH ₃				NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻
Fase gasosa	NH ₃	N ₂	N ₂ O	NO		NO ₂	

* Fonte: BAIRD, 2000.

A remoção de nitrogênio pode ser realizada tanto por métodos físico-químicos quanto por métodos biológicos.

3.5.1 Remoção de N-amoniacal por processos físico-químicos

Em sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários, os processos físico-químicos de remoção de N-amoniacal geralmente são aplicados como uma das etapas do tratamento, seja como pré-tratamento (redução das concentrações buscando favorecer um posterior tratamento biológico) ou como pós-tratamento (remoção complementar de nitrogênio).

Existem quatro tipos de processos físico-químicos de remoção de N-amoniacal: a precipitação química, oxidação com cloro, troca iônica e stripping ou “air stripping”.

A precipitação química do N-amoniacal consiste na floculação e decantação dos íons amônio (NH₄⁺) na forma de Fosfato de Magnésio Amoniaca, que é um composto químico com baixa solubilidade (em torno de 0,023g/mL H₂O a 0°C) e que facilmente se separa da fase líquida (LI *et al*, 1999).

A precipitação química depende de bom controle estequiométrico da reação e aumenta o teor de sais do efluente final, produzindo um lodo rico em nitrogênio.

A oxidação com cloro consiste na adição de cloro ao efluente para a oxidação do nitrogênio na forma amoniaca para gás nitrogênio (N₂) (METCALF et EDDY, 1991).

A troca iônica é um processo químico que consiste na troca dos íons amônio do efluente com um meio não solúvel (METCALF et EDDY, 1991).

Já o processo de stripping consiste na volatilização da amônia livre (NH₃) presente na fase líquida através do contato com o ar.

No processo de stripping de amônia, a perda de amônia livre para o ar

atmosférico ocorre devido a uma tendência natural de suas concentrações nos meios líquido e gasoso entrarem em equilíbrio. No caso de lagoas ou tanques de stripping, este processo pode ser otimizado forçando a exposição do meio líquido ao meio gasoso através de agitação, ou até mesmo por meio de aeração controlada.

Como observado na Tabela 3.5 anteriormente, o N-amoniaco em soluções aquosas pode ser encontrado na forma de amônia livre (NH_3), ou na forma de íons amônio (NH_4^+). O equilíbrio entre as formas de N-amoniaco está relacionado ao pH e à temperatura na fase líquida, e pode ser expressa pela Equação 1:

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]}{1 + 10^{\text{pKa} - \text{pH}}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

- $[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]$ = Concentração total de N-amoniaco;
- Ka = Constante de ionização máxima para a amônia;
- $\text{pKa} = 4 \times 10^{-8} \text{t}^3 + 9 \times 10^{-5} \text{t}^2 - 0,0356 \text{t} + 10,072$;
- t = temperatura em °C.

De acordo com a Equação 1, a elevação do pH e da temperatura desloca o equilíbrio entre as formas de N-amoniaco, prevalecendo a amônia livre, como mostra o gráfico da Figura 3.1.

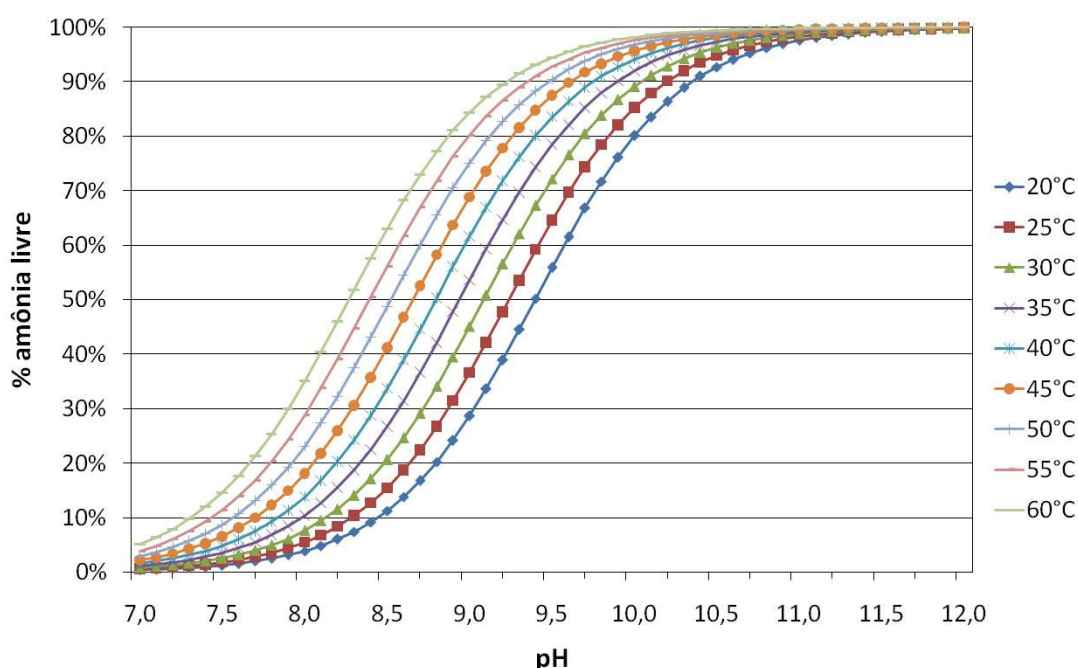
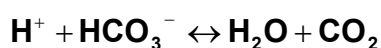


Figura 3.1 - Porcentagem de amônia livre em função do pH, para diferentes faixas de temperatura.

A eficiência do processo de stripping depende da porcentagem de amônia livre em relação ao total de N-amoniaco, ou seja, depende diretamente do pH e da temperatura do efluente.

À medida que a amônia livre é volatilizada, as formas de N-amoniaco entram em um desequilíbrio momentâneo que rapidamente é restabelecido. Deste modo, os íons amônio (NH_4^+) liberam íons H^+ formando novas moléculas de amônia livre. Devido ao sistema de tamponamento bicarbonato-gás carbônico, a liberação de íons H^+ não gera acidez instantaneamente (VON SPERLING, 1997). A reação entre íons H^+ e bicarbonato é dada pela reação a seguir:



Segundo VON SPERLING (1997), a alcalinidade pode ser dada em função dos íons bicarbonatos pela Equação 2.

$$\text{Alcalinidade}(\text{CaCO}_3) = \frac{\text{HCO}_3^-}{1,2} \quad (\text{Equação 2})$$

Portanto, para cada mg de NH_4^+ (medidos na forma de N- NH_3) que liberar íons H^+ , 3,63mg de alcalinidade na forma de CaCO_3 serão consumidos.

CHEUNG *et al*, 1995 obtiveram remoção de 65% a 74% de N-amoniaco no lixiviado bruto por stripping, com valores de pH entre 11 e 12 e tempo de detenção de 24 horas. Apesar da alta eficiência deste sistema, estes altos valores de pH devem ser corrigidos para condições neutras para posterior tratamento biológico, podendo representar altos custos de operação, inviabilizando a implantação de um sistema deste tipo em escala real.

Outra alternativa para o deslocamento do equilíbrio entre amônia livre e íons amônio é a elevação da temperatura. Porém, o gasto de energia com este tipo de processo também pode representar altos custos operacionais.

Em alguns casos, o lixiviado bruto em condições naturais apresenta valores de pH favoráveis para o stripping podendo viabilizar este processo como pré-tratamento para sistemas de tratamento biológico, visando a remoção parcial das concentrações de N-amoniaco.

A remoção de amônia em tanques de stripping é um método bastante

simples e eficiente. Porém, o lançamento de amônia na atmosfera é um fator que deve ser levado em conta na implantação de sistemas em escala real.

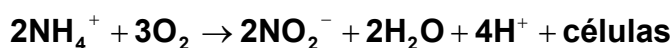
3.5.2 Remoção de N-amoniaco por processos biológicos

3.5.2.1 Nitrificação - desnitrificação

A nitrificação é o processo de oxidação do nitrogênio da forma amoniacal, até seu estágio mais oxidado, formando íons Nitrato (NO_3^-).

Pode-se dizer que este processo ocorre em duas etapas, que serão descritas a seguir.

Em um primeiro momento, ocorre a oxidação parcial do N-amoniaco formando íons Nitrito (NO_2^-), processo este onde atuam as bactérias do tipo *nitrossomonas*.



Os íons nitrito são instáveis, e rapidamente eles são oxidados por bactérias do tipo *nitrobacter*, formando íons Nitrato (NO_3^-) caso se mantenham as condições do sistema.



Para cada grama de N-amoniaco oxidado:

- São consumidos 4,33 g de O_2^* ;
- São formadas 0,15g de novas células*;
- São destruídas 7,14g de alcalinidade na forma de CaCO_3^* ;
- São consumidos 0,08g de carbono inorgânico*.

*Fonte: SEDLAK, 1991.

No caso de efluentes com altas concentrações de amônia, a alcalinidade pode ser um fator limitante ao processo, em função do consumo devido à liberação de íons H^+ durante a oxidação até nitrito, sendo necessária a adição de alcalinidade ao sistema em alguns casos.

Com relação à remoção de nitrogênio em águas residuárias, apenas a

oxidação da amônia não é suficiente. A ingestão de nitratos na água representa sérios riscos à saúde humana. Altas concentrações de nitrato na água para consumo humano pode causar a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) em recém-nascidos, crianças e em adultos com algum tipo de deficiência enzimática (BAIRD, 2000). À longo prazo, a ingestão desta substância pode causar diurese e hemorragia no baço (EPA, 2006).

Portanto, é necessária também a remoção dos nitratos, que é realizada através da desnitrificação, que é uma etapa onde o aceptor de elétrons utilizado pelas bactérias heterotróficas nos processos respiratórios passa a ser o oxigênio das moléculas de nitrato, e não o oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1997). Para isso, o líquido nitrificado precisa passar por uma fase anóxica, onde não há presença de oxigênio. Na fase anóxica, é necessário manter a biomassa em suspensão por algum tipo de mecanismo que não provoque aeração.

Em sistemas de tratamento, o processo de nitrificação-desnitrificação é utilizado para reduzir as concentrações de nitrogênio disponível no efluente, já que o produto desta reação é o gás nitrogênio (N_2) que é facilmente perdido para a atmosfera (MADIGAN et al., 2000).

Para que ocorra a desnitrificação, é importante observar a quantidade de matéria orgânica carbonácea disponível para as bactérias heterotróficas na fase anóxica. A falta de matéria orgânica nesta etapa limita o processo.

Estudos mostram que a nitrificação em efluentes com altas concentrações de N-amoniaco apresentam boas possibilidades.

Apesar da baixa taxa específica de conversão da biomassa ($0,5$ a $0,7$ [g $N-NH_4^+$ /g SSV] / dia), um sistema de lodos ativados foi capaz de obter nitrificação de 97 a 99% do N-amoniaco inicial, utilizando efluente sintético com concentração de N-amoniaco de 450 mg $N-NH_3$ /L (CAMPOS et al, 1999).

Um sistema de dois lodos (aeróbio/anóxico) aplicando efluente sintético e operado em batelada, utilizando na desnitrificação como fonte externa de carbono o acetato de sódio, foi capaz de remover 99% dos compostos nitrogenados inorgânicos (KACZOREK e LEDAKOWICZ, 2006).

Com uma taxa de aplicação de N-amoniaco entre 1.000 e 4.000 mg $N-NH_4^+$ /L dia, foi possível ativar a nitrificação em um sistema do tipo lodos ativados, com eficiência em torno de 100%, utilizando efluente sintético (CAMPOS et al, 2001).

A temperatura é um fator importante na desnitrificação. ILIES et MAVINIC, observaram que em um sistema de quatro estágios (aeróbio / anóxico / aeróbio / anóxico) e com concentração inicial de N-amoniaco de 2.200mg/L, a desnitrificação começa a sofrer inibição com temperatura ambiente de 17°C, caindo para um taxa de 5% a uma temperatura de 10°C.

3.5.2.2 Nitritação e desnitrificação – desnitrificação de via curta

Assim como no processo de nitrificação-desnitrificação descrito no item anterior, a desnitrificação de via curta consiste na oxidação do N-amoniaco seguida de fase anóxica. Neste caso, são criadas condições para que a oxidação da amônia não se dê por completo, provocando o acúmulo de íons nitrito (NO_2^-). Na fase anóxica seguinte, o aceptor de elétrons utilizado pelas bactérias heterotróficas passa a ser o oxigênio do nitrito.

A desnitrificação de via curta apresenta algumas vantagens com relação ao processo tradicional. A menor demanda de aeração durante a formação de nitritos e o menor consumo de DQO ao longo da desnitrificação reflete em menores custos de operação neste tipo de processo (SCHMIDT et al, 2003).

Como mostrado nas equações estequiométricas do item 3.5.2.1, o consumo de alcalinidade em função da oxidação do N-amoniaco ocorre devido à liberação de íons H^+ durante a oxidação do NH_4^+ até nitrito, ou seja, o consumo de alcalinidade em função da nitrificação ocorre predominantemente na oxidação até nitrito.

Portanto, não há vantagem no acúmulo de nitritos com relação ao consumo de alcalinidade.

Durante a etapa de nitritação, a aeração pode ser reduzida, sendo possível obter acúmulo de nitritos com concentrações de OD de 1,4mg O_2/L (CIUDAD et al, 2004). RUIZ também afirma que o acúmulo de nitrito se dá com concentrações de OD de até 1,4mg O_2/L .

É possível obter o acúmulo de nitritos mantendo os níveis de OD baixos. Com concentrações de 0,3mg O_2/L , pode-se obter uma taxa de nitritação de 0,25 kg N/m^3 dia, porém apenas 70% da amônia foi convertida em nitrito (BLACKBURNE et al, 2007).

O acúmulo de nitrito está associado principalmente a fatores como o pH, a carga de amônia aplicada e a duração dos ciclos de aeração (PAMBRUN et al,

2007). Em uma faixa de pH de 6,0 a 9,0 a nitrificação é completa, com inibição com valores de pH fora desta faixa (WANG et al, 2006). No caso de efluentes com altas concentrações de nitrogênio amoniacal, a concentração de amônia livre (NH_3) é fator determinante e contribuiu para a inibição da nitrificação completa. A inibição das bactérias oxidantes de amônia (*nitrossomonas*) e das bactérias oxidantes de nitrito (*nitrobacter*) se dá em função da concentração de amônia livre, como mostra a Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Níveis de concentração de amônia livre que interferem na nitrificação.

Amônia livre (mg N-NH ₃ /L)	Aumento da concentração de amônia livre →			
	0,1	1,0	10,0	150,0
	<u>Inibição parcial das <i>nitrobacter</i></u>	<u>Inibição total das <i>nitrobacter</i></u>	<u>Inibição parcial das <i>nitrossomonas</i></u>	<u>Inibição total das <i>nitrossomonas</i></u>

* Fonte: Adaptado de HENZE et al, 1997.

Segundo BAE et al. (2002), as condições ótimas para o acúmulo de nitritos são de pH igual a 8, OD em torno de 1,5 mg/L e temperatura de 30°C. Porém, o pH e a temperatura influem diretamente na concentração de amônia livre, podendo ser observado valores diferentes de pH e temperatura para condições ótimas, de acordo com as características do efluente a ser tratado.

KIM et al. (2006) avaliaram o efeito da amônia livre em função da temperatura no acúmulo de nitritos, e constataram que com temperaturas em torno de 5°C utilizando lixiviado de aterro sanitário com concentração média de N-amoniacoal de 1.200mg/L, houve o acúmulo de nitritos atingindo concentrações de aproximadamente 700mg N-NO₂⁻/L. Com o aumento da temperatura até uma faixa de 25°C, não houve formação de nitritos e nitratos.

O acúmulo de nitritos está associado principalmente à concentração de amônia livre (NH_3). Em sistemas de alimentação contínua, o acúmulo de nitritos pode não ocorrer em função da diluição constante do efluente com o licor misto (que já volatilizou ou oxidou boa parte do nitrogênio amoniacoal) no interior do tanque de aeração. Neste caso, seria necessária a aplicação de altas concentrações de N-amoniacoal para manter as concentrações de amônia livre em níveis favoráveis ao acúmulo de nitritos. Portanto, as condições operacionais do sistema de tratamento é outro fator que influi na remoção biológica de nitrogênio.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A fim de atingir os objetivos estabelecidos no presente trabalho, foi definida uma seqüência de atividades descrita a seguir:

- Condução de um experimento exploratório de stripping em batelada, em pequena escala (15L);
- Montagem de dois sistemas em escala piloto de tratamento biológico aeróbio, sendo um deles com um sistema de remoção prévia de N-amoniacal por stripping (1.000L) e outro sem remoção prévia de amônia.

Os sistemas de tratamento em escala piloto foram operados sob duas condições diferentes. Em um primeiro momento, os sistemas foram operados com alimentação contínua, onde as unidades de tratamento biológico funcionavam como lagoas aeradas de mistura completa.

Posteriormente, a operação de todo o sistema foi alterada para alimentação intermitente. Nesta nova condição, as unidades de tratamento biológico passaram a funcionar como reatores aeróbios do tipo lodos ativados em batelada, com fase de aeração seguida de fase anóxica para a remoção complementar de nitrogênio através da desnitrificação de via curta.

4.1 EXPERIMENTO EXPLORATÓRIO DE STRIPPING EM ESCALA DE BANCADA

Para melhor compreender o processo de stripping, e para avaliar o comportamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos domiciliares, submetido a este processo, foi montado um experimento exploratório de bancada.

O dispositivo experimental consistia em um recipiente plástico, com volume total de 15 litros. No interior do recipiente foi colocada uma bomba do tipo submersa para aquários ornamentais. Para este teste, a entrada de ar da bomba foi mantida afogada para impedir a incorporação de ar no lixiviado, e garantir desta forma o revolvimento adequado do efluente para o processo de “stripping”.

O recipiente foi preenchido com o lixiviado proveniente do Aterro Controlado de Londrina-PR. O lixiviado foi coletado em um vertedor triangular na entrada do sistema de tratamento ali instalado, e apresentava as características físico-químicas descritas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Características físico-químicas do lixiviado bruto utilizado no experimento exploratório.

Parâmetro	Concentração	Unidade
DBO	70	mg O ₂ / L
DQO	2.200	mg O ₂ / L
NKT	1.055	mg N-NH ₃ /L
N-amoniacal	950	mg N-NH ₃ /L
Alcalinidade	5.100	mg CaCO ₃ / L
pH	8,9	-
Nitrito	0	mg NO ₂ ⁺ / L
Nitrato	0	mg NO ₃ ⁺ / L

A temperatura foi monitorada através de um termômetro de mercúrio, fixado no interior do recipiente.

Iniciou-se então o revolvimento do líquido durante um período de 20 dias. Durante este período, amostras foram coletadas do interior do recipiente e analisadas. Os parâmetros monitorados foram: DBO₅, DQO, NKT, N-amoniacal, Alcalinidade, pH, Nitrito e Nitrato. Os procedimentos analíticos utilizados foram os padronizados pelo STANDARD METHODS (2005), com exceção dos métodos utilizados nas dosagens de nitrato.

A partir dos dados obtidos neste experimento, foi definido o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) para o stripping nas etapas seguintes.

4.2 MONTAGEM DOS SISTEMAS EM ESCALA PILOTO.

Para avaliar a influência da redução prévia das concentrações de N-amoniacal em um sistema biológico de tratamento de lixiviados do tipo lagoa aerada, foram construídos dois sistemas em escala piloto, denominados “Sistema 1” e “Sistema 2”. A Figura 4.1 mostra os esquemas dos sistemas 1 e 2.

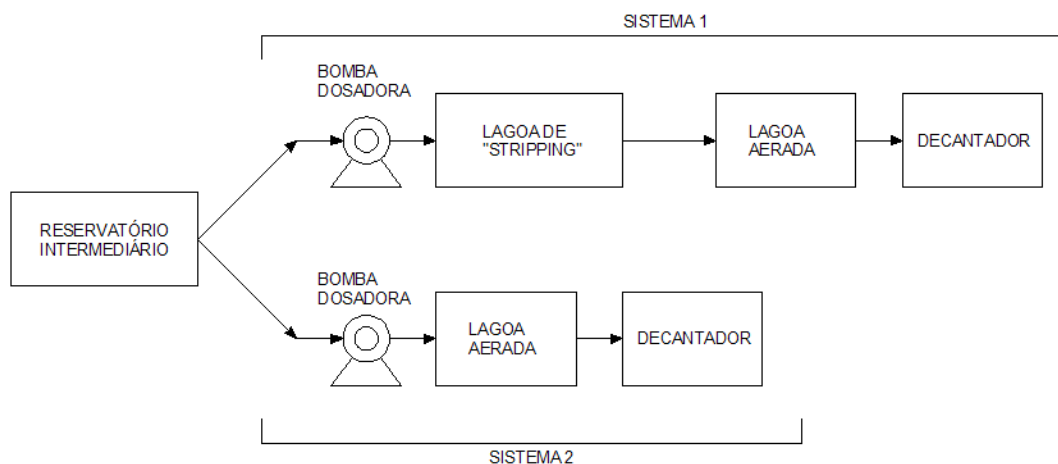


Figura 4.1 – Esquemas dos sistemas de tratamento 1 e 2.

O Sistema 1 consiste em um sistema de tratamento biológico precedido por um sistema de remoção de N-amoniaco por stripping.

O Sistema 1 é composto por 3 unidades:

- Tanque de stripping:

Etapa do processo onde ocorre a redução das concentrações de N-amoniaco. Nesta unidade, o lixiviado bruto é introduzido no sistema. Para favorecer o processo, foi instalado um conjunto de motor elétrico e moto-redutor conectado a duas pás metálicas que realizam o revolvimento do líquido no interior do tanque, sem provocar aeração. Para o tanque foi usado um reservatório em PVC de volume útil de 1.000L, com dimensões especificadas na Figura 4.2.

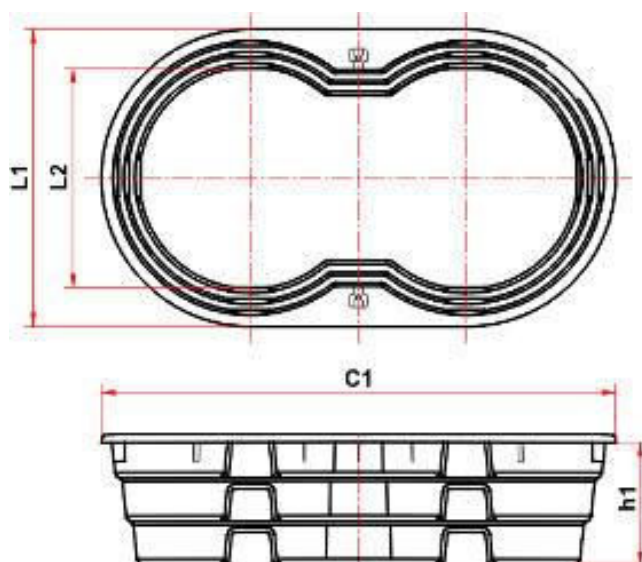


Figura 4.2 – Dimensões do reservatório utilizado para o tanque de stripping, segundo o fabricante.

A Tabela 4.2 descreve as dimensões da Figura 4.2.

Tabela 4.2 – Descrição das cotas do tanque de stripping.

Cotas	Valores (m)
L1	1,33
h1	0,55
L2	0,99
C1	2,32

- Lagoa aerada de mistura completa:

É a fase de tratamento biológico após o tanque de stripping. A aeração foi feita por um compressor de ar (5,2 pés³/min, 120 litros, 1HP), que através de uma mangueira de alta pressão é conectado a um tubo de PVC perfurado inserido na lagoa. A intensidade da aeração foi controlada por um registro de esfera Ø ½". Para a lagoa foi usado um reservatório circular de fibra de vidro de volume útil de 250L, de diâmetro variável ao longo da sua altura. Suas dimensões estão descritas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Descrição das dimensões do reservatório da lagoa aeróbia.

Cotas	Valores (m)
Diâmetro da base:	0,65
Diâmetro do topo:	0,90
Altura:	0,67

- Lagoa de decantação:

Etapa final do Sistema 1. Constituída de um reservatório em fibrocimento, de forma cúbica com base 55x35cm² e altura 54cm.

O Sistema 2 apresenta configuração similar ao Sistema 1, porém sem a unidade de “stripping” para a redução prévia das concentrações de N-amoniacal, para que se possa obter uma referência das alterações promovidas pela aplicação do “stripping” como pré-tratamento. O Sistema 2 é composto por 2 unidades:

- Lagoa aerada de mistura completa:

Lagoa aeróbia igual do Sistema 1, porém neste caso, a alimentação era feita com o lixiviado bruto.

- Lagoa de decantação:

Etapa final do Sistema 2, seguindo as mesmas especificações da lagoa de decantação do Sistema 1.

A Tabela 4.4 descreve as condições operacionais das unidades dos pilotos 1 e 2.

Tabela 4.4 – Condições operacionais dos pilotos.

	Sistema 1			Sistema 2	
	Lagoa de stripping	Lagoa aeróbia	Lagoa de decantação	Lagoa aeróbia	Lagoa de decantação
TDH (dias)	20	5	2	5	2
Volume (Litros)	1.000	250	100	250	100

*Vazão de entrada nos pilotos = 2 L/h.

A Figura 4.3 mostra os sistemas montados em e operação.



Figura 4.3 – Vista geral dos sistemas de tratamento.

4.3 LIXIVIADO UTILIZADO

O lixiviado bruto foi coletado no Aterro Controlado de Londrina por um caminhão-pipa, e ficou armazenado em um reservatório de 5.000L que periodicamente era reabastecido. Através de uma tubulação de PVC o lixiviado é levado até um reservatório intermediário, de onde é bombeado aos sistemas de tratamento por duas bombas dosadoras.

O Aterro Controlado de Londrina está em operação desde a década de 70. Durante o período de operação dos sistemas, o lixiviado bruto apresentou as características físico-químicas apresentadas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Características físico-químicas do lixiviado bruto durante o período de operação dos sistemas.

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor máximo</i>	<i>Valor mínimo</i>	<i>MÉDIA</i>	<i>Unidade</i>
Sólidos Totais Fixos	6350	4530	5526	mg/L
Sólidos Totais Voláteis	3400	1650	2218	mg/L
Sólidos em Suspensão Voláteis	204	25	65	mg/L
DBO	330	80	176	mg/L
DQO	2913	1630	2430	mg/L
pH	8,78	8,05	8,34	-
Alcalinidade	6758	4551	5734	mg/L
NKT	1666	642	1272	mg/L
N-amoniacal	1367	569	1075	mg/L
Nitrato	10	0	4	mg/L
Nitrito	0,1	0,0	0,0	mg/L
Fósforo	4,5	1,9	2,8	mg/L

4.4 COLETA DE AMOSTRAS, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS 1 E 2 OPERADO COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA

Antes de dar início ao processo de tratamento, as lagoas aeradas foram aclimatadas para receber o lixiviado. Para isto, foi utilizado como inoculo o líquido coletado no interior do sistema de tratamento presente no Aterro Controlado de Londrina, onde existe uma lagoa aerada de mistura completa.

Do total de 250 litros de cada lagoa aerada do sistema piloto, 20 foram preenchidos com o líquido do interior da lagoa de tratamento do Aterro de Londrina, e o restante foi preenchido com o lixiviado bruto coletado no mesmo aterro.

Essa mistura foi mantida em aeração e sem alimentação durante 10 dias, para então dar início à operação dos pilotos.

Para a alimentação dos sistemas de tratamento, foram utilizadas duas bombas dosadoras do tipo solenóide, com vazão máxima de 4,4L/h (marca: ProMinent; modelo: GALa 1005), ambas configuradas para uma vazão de aproximadamente 2L/hora. As bombas dosadoras estão ilustradas na foto da Figura 4.4.



Figura 4.4 – Bombas dosadoras utilizadas para a alimentação dos sistemas.

Durante o período de monitoramento dos sistemas de alimentação contínua, amostras foram coletadas dos pilotos para análises em laboratório. As amostras coletadas foram identificadas conforme a descrição da Figura 4.5.

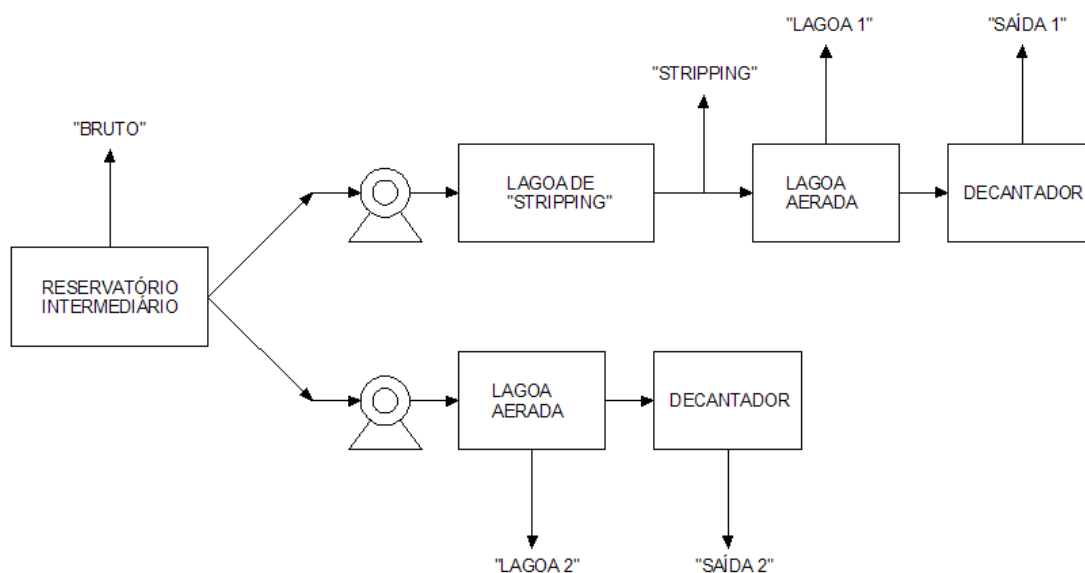


Figura 4.5 – Identificação das amostras coletadas nos pilotos.

A Tabela 4.6 apresenta os parâmetros dosados nas amostras coletadas e os métodos analíticos utilizados.

Tabela 4.6 – Métodos analíticos utilizados para as dosagens.

Parâmetro	Ref. STANDARD METHODS	Método
Sólidos Totais	2540 B	Sólidos Totais secos a 103-105°C
Sól. Suspensão	2540 E	Sólidos Voláteis incinerados a 550°C
DBO	5210 B	Teste DBO 5 dias com eletrodo
DQO	5220 C	Método do refluxo fechado
Alcalinidade	2320 B	Método titulométrico
pH	----	Método potenciométrico
N-amoniacoal	4500-NH ₃ B e C	Destilação e Titulação
NKT	4500-N _{org} B	Macro-Kjeldhal
Sól. Sediment.	2540 F	Cone Imhoff
Nitrito	4500-NO ₂ ⁻ B	Método colorimétrico
Nitrato	----	Método do ácido salicílico
Temperatura	----	Termômetro de mercúrio no interior do tanque de "stripping"
Fósforo	4500-P E	Método ácido ascórbico

Durante um período de 100 dias, as amostras foram coletadas dos pilotos para análises em laboratório. A frequência das análises realizadas durante o período de monitoramento do experimento está descrita na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Frequência e pontos de análises para o monitoramento dos pilotos de alimentação contínua.

Parâmetro	Amostra					
	BRUTO	STRIPPING	LAGOA 1	LAGOA 2	SAÍDA 1	SAÍDA 2
Sólidos Totais	1x semana	-	-	-	1x semana	1x semana
Sól. Suspensão	1x semana	1x semana	2x semana	2x semana	1x semana	1x semana
DBO	1x semana	1x semana	-	-	1x semana	1x semana
DQO	2x semana	1x semana	-	-	2x semana	2x semana
DQO filtrada	1x semana	1x semana	-	-	1x semana	1x semana
Alcalinidade	3x semana	3x semana	3x semana	3x semana	3x semana	3x semana
pH	3x semana	3x semana	3x semana	3x semana	3x semana	3x semana
N-amoniacoal	3x semana	3x semana	-	-	3x semana	3x semana
NKT	1x semana	1x semana	-	-	1x semana	1x semana
Temperatura	-	2x dia	-	-	-	-
OD	-	1x dia	1x dia	1x dia	-	-
Sól. Sediment.	-	1x semana	1x semana	1x semana	-	-
Nitrito	2x semana	2x semana	2x semana	2x semana	2x semana	2x semana
Nitrato	2x semana	2x semana	2x semana	2x semana	2x semana	2x semana
Fósforo	2x mês	2x mês	-	-	2x mês	2x mês

4.5 TESTE DE STRIPPING EM BATELADA NO TANQUE DE 1.000L

Antes da alteração do regime de operação dos pilotos, foi realizado um teste com a unidade de stripping do sistema 1 operado em batelada. O objetivo deste teste foi avaliar o comportamento do sistema de stripping em batelada em escala maior e comparar com o desempenho do teste em batelada de bancada.

Para este teste, foram utilizadas as mesmas instalações já presentes no local. O tanque de stripping foi preenchido com o lixiviado bruto, e revolvido com o mesmo equipamento utilizado na etapa anterior do experimento.

Assim como no teste de bancada, os parâmetros monitorados foram: DBO_5 , DQO, NKT, N-amoniaco, Alcalinidade, pH, Nitrito e Nitrato.

4.6 ADEQUAÇÃO, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS POR BATELADA

Nesta fase, a alimentação do sistema foi alterada de contínua para intermitente. Deste modo, a unidade de stripping passou a operar também em batelada e as unidades de tratamento biológico passaram a operar como reatores aeróbios do tipo lodos ativados em batelada (LAB).

Para esta etapa foi feita uma adequação no sistema de stripping, onde o reservatório de 1.000 litros foi substituído por dois reservatórios de 250 litros cada, visando maior flexibilização na disponibilidade do lixiviado com remoção prévia de nitrogênio.

Os novos reservatórios de stripping tinham as mesmas dimensões das unidades de tratamento biológico. Os sistemas então passaram a ter a configuração ilustrada no esquema da Figura 4.6.

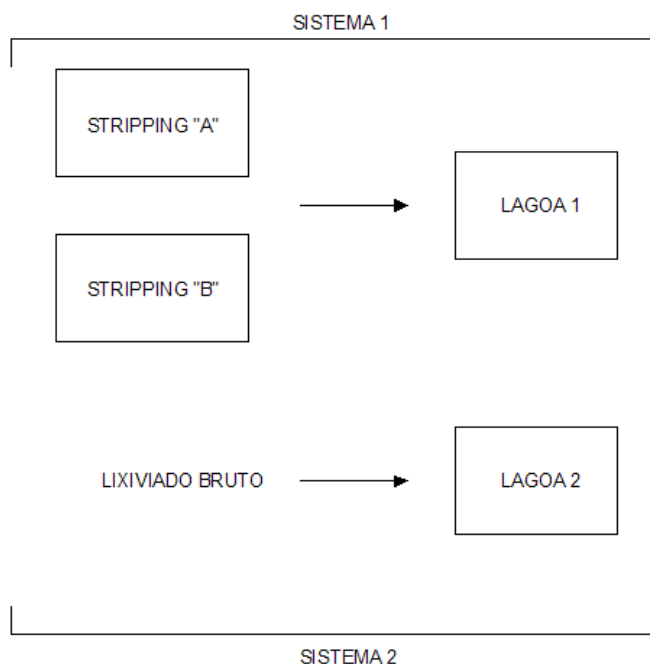


Figura 4.6 – Esquema dos sistemas em regime de alimentação intermitente.

Para que as unidades de tratamento biológico se adequassem à nova

condição de operação, foram novamente aclimatadas. A aclimação foi feita da seguinte forma: durante um período de 10 dias, as lagoas foram mantidas com aeração com alimentação pontual de 50 litros de lixiviado bruto a cada 5 dias. Após este período de aclimação, deu-se início à operação e monitoramento dos sistemas.

Como o objetivo nesta etapa era explorar a possibilidade de obter o acúmulo de nitritos, visando posterior remoção dos mesmos através de fase anóxica, o TDH de cada sistema passou a ser completamente dependente da formação de nitratos e nitritos. Deste modo, não foi estabelecida nenhuma rotina de análises para este experimento. Os parâmetros monitorados continuaram os mesmos das etapas anteriores, porém as análises eram realizadas de acordo com a evolução dos reatores aeróbios.

No momento em que era detectado que praticamente todo o nitrogênio amoniacal nos tanques de aeração já havia sido oxidado a NO_2^- , a aeração era interrompida para dar início à fase anóxica no interior do próprio tanque.

A fase anóxica foi realizada com a utilização do próprio lixiviado como fonte de carbono. Para isso, o líquido no interior do tanque era mantido em repouso durante aproximadamente 30 minutos para a sedimentação do lodo, e então eram retirados 100 litros do sobrenadante do reator e outros 100 litros (do tanque de stripping no sistema 1 e do lixiviado bruto no sistema 2) eram adicionados aos reatores para a fase anóxica. Durante a fase anóxica, o lodo era mantido em suspensão através de um agitador mecânico ativado por um motor elétrico.

Após um período de 7 dias, a fase anóxica era encerrada. A agitação era suspensa durante 30 minutos para novamente sedimentar o lodo. Então o sobrenadante era retirado, deixando aproximadamente uma altura de 30 cm de lodo no interior do reator.

Após a retirada do sobrenadante, o reator era novamente preenchido com o líquido a ser tratado e o sistema de aeração era reativado, dando início a um novo ciclo.

4.7 TESTES COM A UTILIZAÇÃO DE FONTE EXTERNA DE CARBONO PARA A DESNITRITAÇÃO

Com os dados obtidos nos testes anteriores, foi constatado que há a necessidade de realizar uma adição de uma fonte externa de matéria carbonácea

durante a fase anóxica. Esta discussão será aprofundada no item 5.2.2.2 do presente trabalho.

Como fonte de carbono, optou-se pela utilização de etanol pela sua disponibilidade e pelo seu baixo custo.

Inicialmente, foram realizados uma série de testes em bancada para a determinação do consumo de matéria orgânica em função do processo de desnitrificação.

Para o teste de bancada, eram retirados aproximadamente 4 litros do líquido no interior do tanque ao final do período de aeração, com o lodo em suspensão. O líquido foi colocado em um Becker com um agitador magnético no seu interior, e então foi realizada a adição da fonte externa de carbono numa proporção de 1mL de etanol para 1.000mL de lixiviado.

A mistura era mantida sob agitação até que não fosse mais detectadas concentrações de nitrito. Durante este período, os parâmetros monitorados foram DQO, nitrito, nitrato e OD.

Os testes de bancada foram realizados com o líquido dos tanques de aeração tanto do sistema 1 como do sistema 2.

A partir dos dados obtidos nos testes de bancada, foram determinados os volumes de etanol a serem adicionados nos tanques de aeração dos sistemas 1 e 2 para a desnitrificação.

Após a adição do etanol nos tanques de aeração, a aeração foi interrompida e foi dado início à fase anóxica, onde os sólidos eram mantidos em suspensão através de agitador mecânico ativado por motor elétrico.

Para facilitar a compreensão dos dados a serem apresentados nas próximas etapas, doravante serão adotadas as nomenclaturas para cada experimento de acordo com a Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Nomenclatura dos experimentos.

Código	Descrição do experimento
B-1	Teste de bancada com o stripping
PC-1	Piloto com alimentação contínua – com remoção prévia de N-amoniacal
PC-2	Piloto com alimentação contínua – sem remoção prévia de N-amoniacal
ST-1	Teste de stripping com em batelada no tanque de stripping
PI-1	Piloto com alimentação intermitente – com remoção prévia de N-amoniacal
PI-2	Piloto com alimentação intermitente – sem remoção prévia de N-amoniacal

5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item, serão apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento das duas linhas de tratamento de lixiviados em escala piloto. Os resultados estão divididos em três blocos.

No primeiro bloco (item 5.1) são apresentados e discutidos os resultados relacionados ao sistema de stripping. No segundo (item 5.2), a discussão gira em torno da remoção de nitrogênio nas unidades de tratamento biológico. E no terceiro bloco (item 5.3), é feita uma análise da remoção de carga orgânica nas unidades de tratamento biológico.

5.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONICAL POR STRIPPING

5.1.1 Teste em escala de bancada (experimento B-1)

Com o objetivo de avaliar as possibilidades de remoção de N-amoniaco por stripping, foi montado um experimento em escala reduzida (recipiente de 15L). Durante um período de 20 dias, amostras foram coletadas do experimento e analisadas em laboratório.

A Figura 5.1 mostra a evolução da série nitrogenada ao longo do tempo. Os resultados mostram que a perda do N-amoniaco foi predominantemente por stripping, não ocorrendo nenhum tipo de transformação de nitrogênio por atividade biológica durante o teste, uma vez que não foram detectadas concentrações de nitritos e nitratos.

Os limites de detecção do aparelho utilizado para a dosagem de nitritos e nitratos (Spectrofotômetro AQUAMATE, faixa de leitura de 190 a 1100nm) durante este teste eram de 0,02 mg N-NO₂⁻/L e 1,00 mg N-NO₃⁻. Com diluições das amostras de 1 para 10 (10%), as concentrações de nitrito e nitrato se mantiveram abaixo do limite de detecção do aparelho durante o período do teste de bancada.

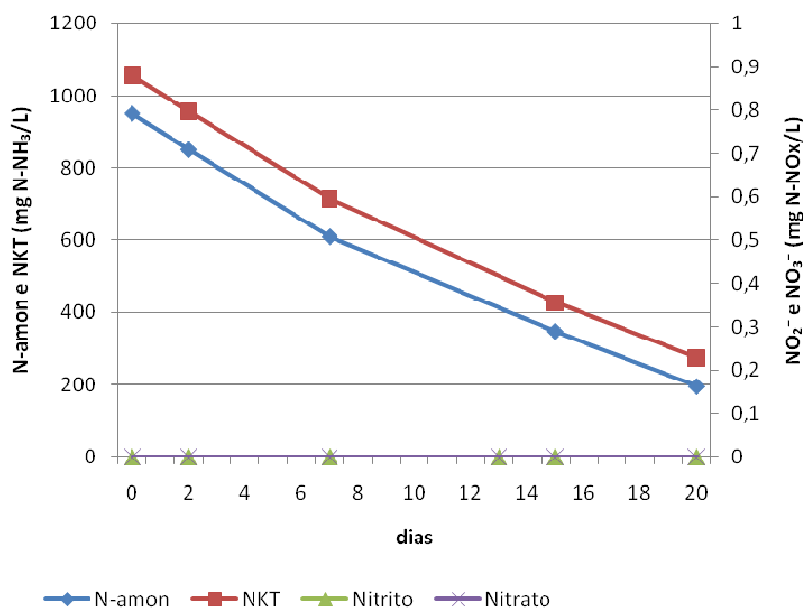


Figura 5.1 – Evolução da série nitrogenada ao longo do tempo, no experimento B-1.

A Tabela 5.1 mostra as equações das retas em cada trecho dos gráficos de NKT e N-amoniaco, mostrados na Figura 5.1.

Tabela 5.1 – Equações das retas nos trechos dos gráficos de NKT e N-amoniaco da Figura 5.1.

		<i>Equação da reta no trecho (y=a.x+b)</i>	
		<i>NKT</i>	<i>N-amon.</i>
<i>Trecho do gráfico</i>	<i>0 a 2 dias</i>	$y = -50x + 1055$	$y = -50x + 950$
	<i>2 a 7 dias</i>	$y = -48,4x + 1051,8$	$y = -48x + 946$
	<i>7 a 15 dias</i>	$y = -35,87x + 964,12$	$y = -32,75x + 839,25$
	<i>15 a 20 dias</i>	$y = -30,6x + 885$	$y = -30,4x + 804$

Como pode ser observado na Tabela 5.1, as equações das retas de NKT e N-amoniaco apresentam valores de coeficiente angular próximos em cada trecho. Tal fato permite concluir que a diferença entre N-amoniaco e NKT é praticamente constante ao longo do tempo.

A variação concomitante de NKT e N-amoniaco permite concluir que as concentrações de nitrogênio orgânico se mantiveram praticamente constante ao longo do tempo, ou seja, não ocorreu a amonificação do nitrogênio orgânico neste caso.

A Figura 5.2 mostra a porcentagem de remoção de N-amoniaco e a temperatura ao longo do tempo. Nota-se que com a queda de temperatura a partir

do 7º dia, houve uma ligeira desaceleração no processo de volatilização da amônia.

A temperatura ao longo deste teste se manteve elevada (entre 30 e 35°C) em função do dispositivo utilizado para a agitação do líquido. Além da alta temperatura ambiente, o aquecimento da bomba submersa utilizada contribuiu para as altas temperaturas observadas. Tal fato contribuiu para a remoção de aproximadamente 80% do nitrogênio amoniacal em 20 dias.

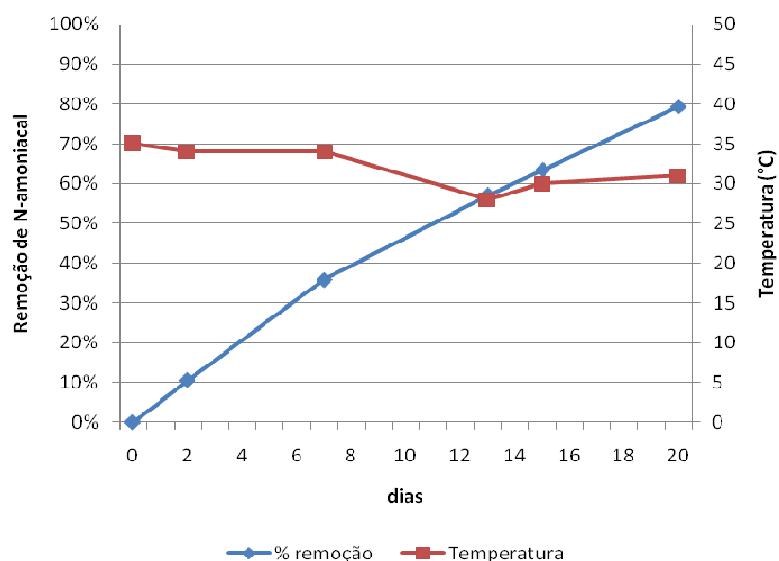


Figura 5.2 – Porcentagem de remoção de N-amoniacoal e variação temperatura ao longo do tempo, no experimento B-1.

A Tabela 5.2 mostra as equações das retas em cada trecho do gráfico de porcentagem de remoção de N-amoniacoal. A partir do 7º dia, o coeficiente angular da reta diminui em função da diminuição da temperatura, o que evidencia que neste caso, a variação da temperatura exerceu influência na volatilização da amônia.

Tabela 5.2 – Equações das retas nos trechos dos gráficos de NKT e N-amoniacoal.

		Equação da reta no trecho ($y=a.x+b$)
		% rem.N-amon.
Trecho do gráfico	0 a 2 dias	$y = 5,27x + 0$
	2 a 7 dias	$y = 5,05x + 0,42$
	7 a 13 dias	$y = 3,54x + 10,99$
	13 a 15 dias	$y = 3,16x + 15,97$
	15 a 20 dias	$y = 3,2x + 15,37$

A Figura 5.3 mostra a evolução das concentrações de N-amoniaco, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo. A perda de amônia livre por stripping causou uma concomitante perda de Alcalinidade, em função da liberação de íons H^+ do NH_4^+ formando novas moléculas de NH_3 . Isto ocorre devido o restabelecimento do equilíbrio entre as formas de N-amoniaco (que se dá pela equação 1 apresentada no item 3.5.1 do presente trabalho), em função da perda de amônia livre.

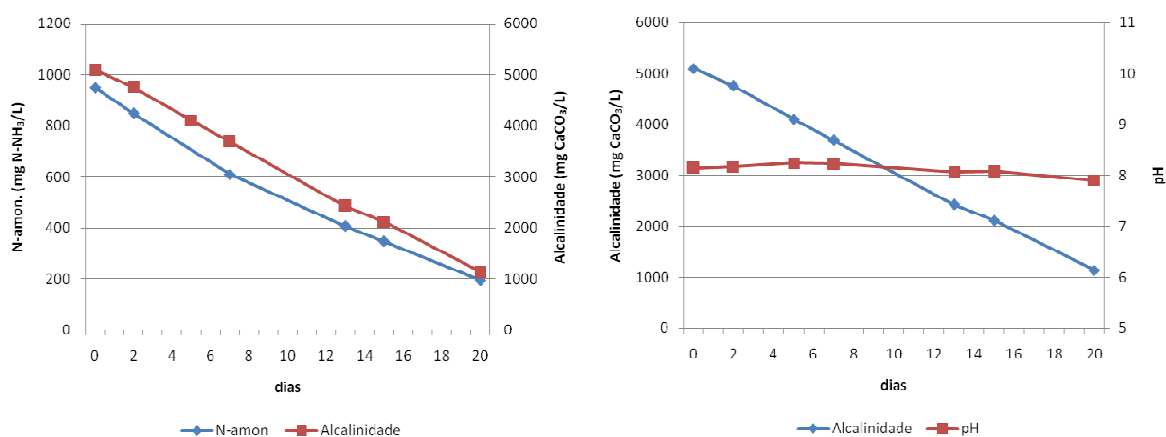


Figura 5.3 – Evolução do N-amoniaco, da Alcalinidade e do pH ao longo do tempo, no experimento B-1.

Mesmo havendo grande consumo de alcalinidade (aproximadamente 78%), a alcalinidade remanescente foi suficiente para manter o pH do lixiviado na faixa de 8,0. A alta alcalinidade do lixiviado bruto tornou viável o stripping sem a necessidade de intervenção na alcalinidade e no pH.

Este experimento, realizado de forma expedita e com reator de apenas 15L, mostrou que para o lixiviado estudado, o processo de air stripping tinha boas possibilidades, chegando a 78% de remoção do N-amoniaco em um período de 20 dias; e que a alcalinidade natural do lixiviado era suficiente para permitir o processo, deixando ainda um adicional de alcalinidade necessária ao tratamento biológico.

5.1.2 Redução prévia das concentrações de N-amoniaco no piloto de alimentação contínua (experimento PC-1)

Com base nos resultados anteriores, foi montado o dispositivo de maior dimensão (tanque de stripping de 1.000L, com TDH de 20 dias), seguido de

tratamento biológico. Os resultados deste sistema, que teve alimentação contínua são mostrados a seguir.

A Figura 5.4 mostra a evolução do NKT e do N-amoniacoal ao longo do tempo. A eficiência média do sistema com alimentação contínua foi de 25,6% para NKT, e de 29,9% para N-amoniacoal.

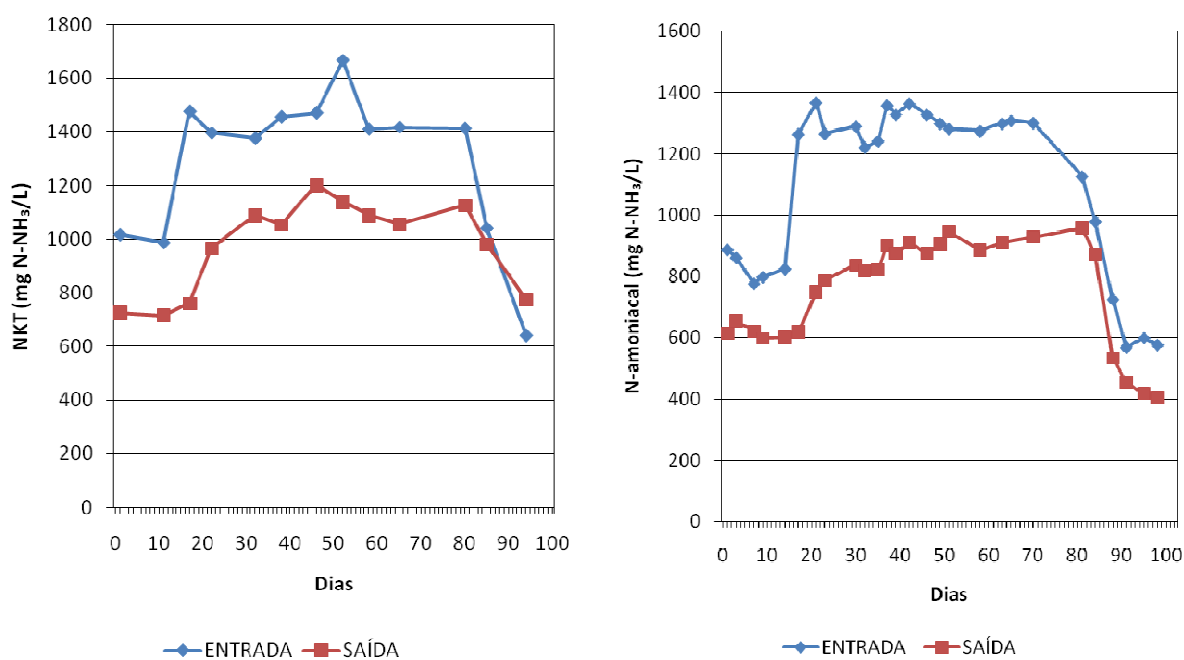


Figura 5.4 – Evolução do NKT e do N-amoniacoal ao longo do tempo na unidade de stripping do sistema PC-1.

Nos períodos de 7 a 21 dias e de 81 a 91 dias, houve uma grande variação nas concentrações de N-amoniacoal na entrada do tanque de stripping devido à variação do lixiviado coletado no aterro (de 825 para 1.264mg/L, e de 1.127 para 569mg/L respectivamente), causando impacto na eficiência do sistema como mostra a Figura 5.5. A variação nas concentrações de N-amoniacoal no lixiviado bruto coletado no aterro de Londrina ocorre em função dos períodos de chuva na região.

Na Figura 5.5 também é possível observar que, apesar da grande variabilidade nas concentrações de N-amoniacoal do lixiviado bruto, a porcentagem de remoção de N-amoniacoal no tanque de stripping tende a se estabilizar em valores próximos da média (30% de remoção). Apesar de terem sido identificados alguns períodos de instabilidade no sistema em função da variação no lixiviado bruto (como já foi discutido anteriormente), após um período de 6 a 10 dias é

restabelecido o equilíbrio na unidade de stripping.

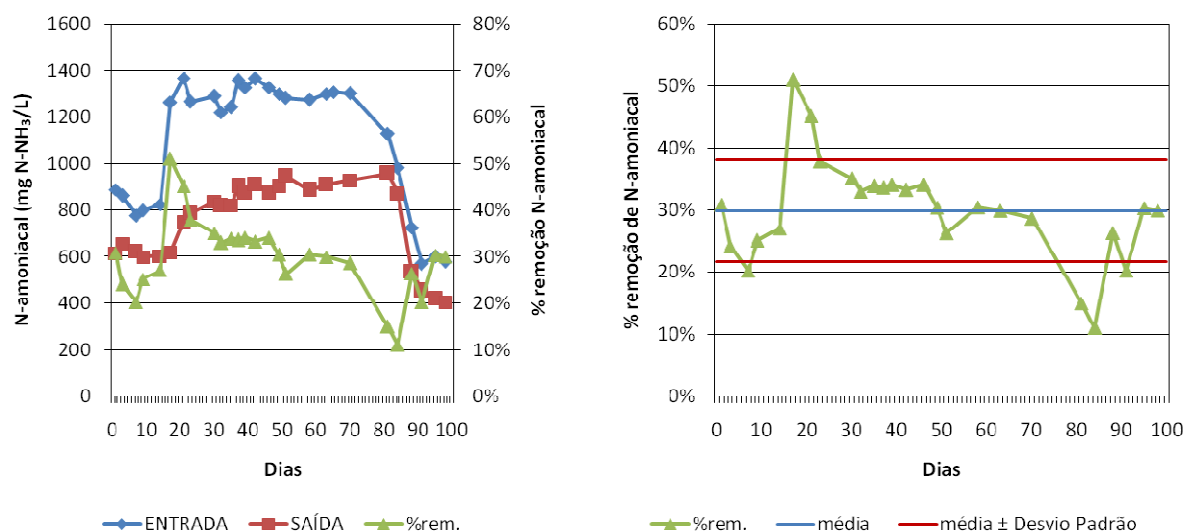


Figura 5.5 – Evolução das concentrações de N-amoniacoal na entrada e na saída do tanque de stripping, e da porcentagem de remoção de N-amoniacoal em relação à média e ao desvio padrão ao longo do tempo.

A Figura 5.6 mostra a porcentagem de remoção de N-amoniacoal, os dados de temperatura e a evolução do pH ao longo do tempo. A temperatura se manteve durante a maior parte do tempo entre 15 e 20°C, valores menores do que foram observados durante o experimento B-1. A temperatura relativamente baixa foi uma das causas da menor remoção média obtida no sistema piloto em relação ao sistema de bancada. O pH constante associado à temperatura que não sofreu grandes variações contribuíram para manter a porcentagem de remoção de N-amoniacoal no tanque de “stripping” em valores próximos da média ao longo do tempo.

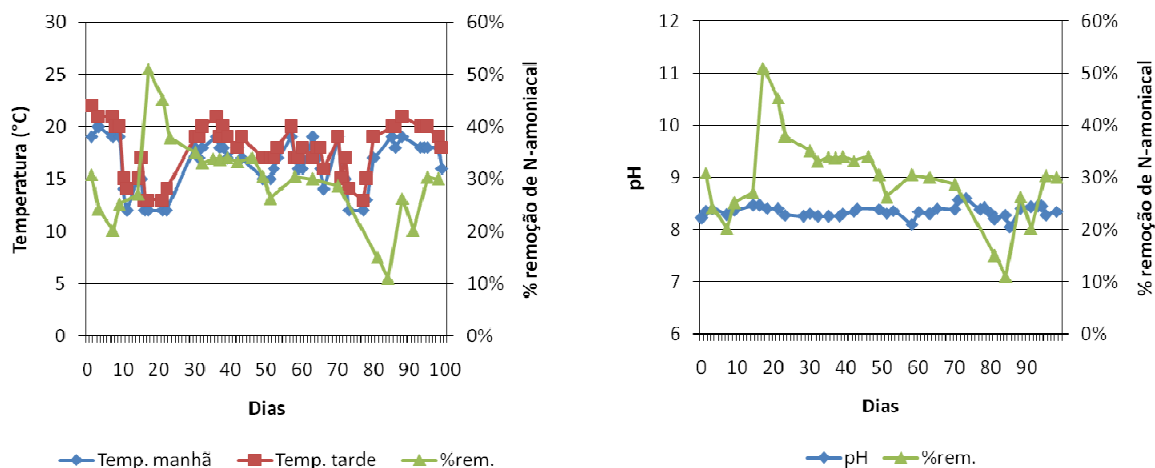


Figura 5.6 – Variação da temperatura, da porcentagem de remoção de N-amoniacoal e do pH, ao longo do tempo na unidade de stripping do sistema PC-1.

Mesmo havendo grande consumo de alcalinidade (1129mg CaCO_3/L em média) em função da volatilização da amônia livre, a alcalinidade na saída do tanque de stripping se manteve entre 3.800 e 5.300mg CaCO_3/L , o que contribuiu para que o pH se mantivesse constante ao longo do tempo. A Figura 5.7 mostra a evolução da alcalinidade ao longo do tempo.

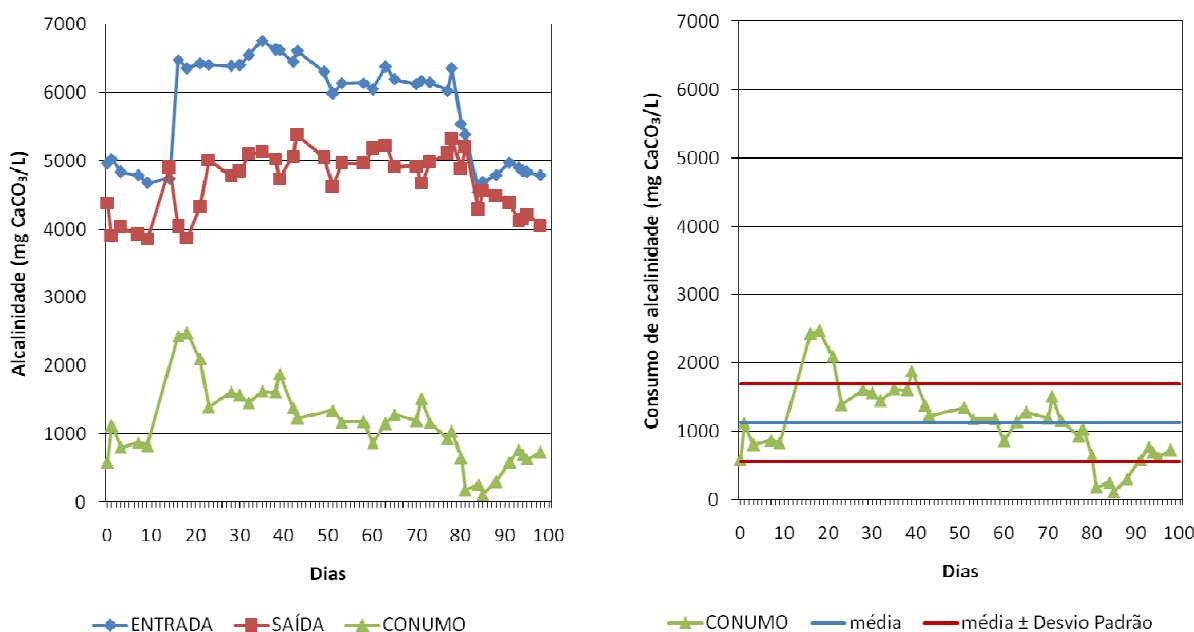


Figura 5.7 – Evolução da alcalinidade e do consumo de alcalinidade em relação à média e ao desvio padrão, ao longo do tempo no stripping do sistema PC-1.

A exemplo do que ocorre com a remoção de N-amoniacoal, a variação das características do lixiviado bruto nos períodos de 7 a 21 dias e de 81 a 91 dias,

causaram alterações no consumo de alcalinidade, tendendo a se estabilizar em valores próximos à média.

A agitação da massa líquida no tanque de stripping foi controlada de modo que não provocasse aeração no interior do líquido, a fim de evitar o desenvolvimento de atividade biológica. A Figura 5.8 mostra a evolução do oxigênio dissolvido no tanque de stripping ao longo do tempo.

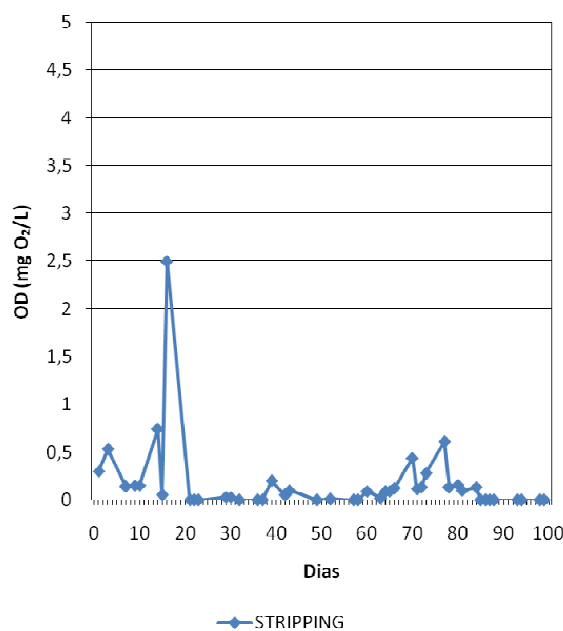


Figura 5.8 – Evolução do OD ao longo do tempo, no tanque de stripping do sistema PC-1.

A Figura 5.9 mostra a evolução dos nitritos e nitratos ao longo do tempo. Mesmo com as baixas concentrações de OD, houve formação de nitratos, ainda que em baixas concentrações (até 20 mg/L).

Estes dados mostram que mesmo não sendo detectadas concentrações significativas de OD, pode ter ocorrido incorporação de oxigênio durante o revolvimento do líquido no tanque, provocando a oxidação de uma pequena parcela do N-amoniacoal.

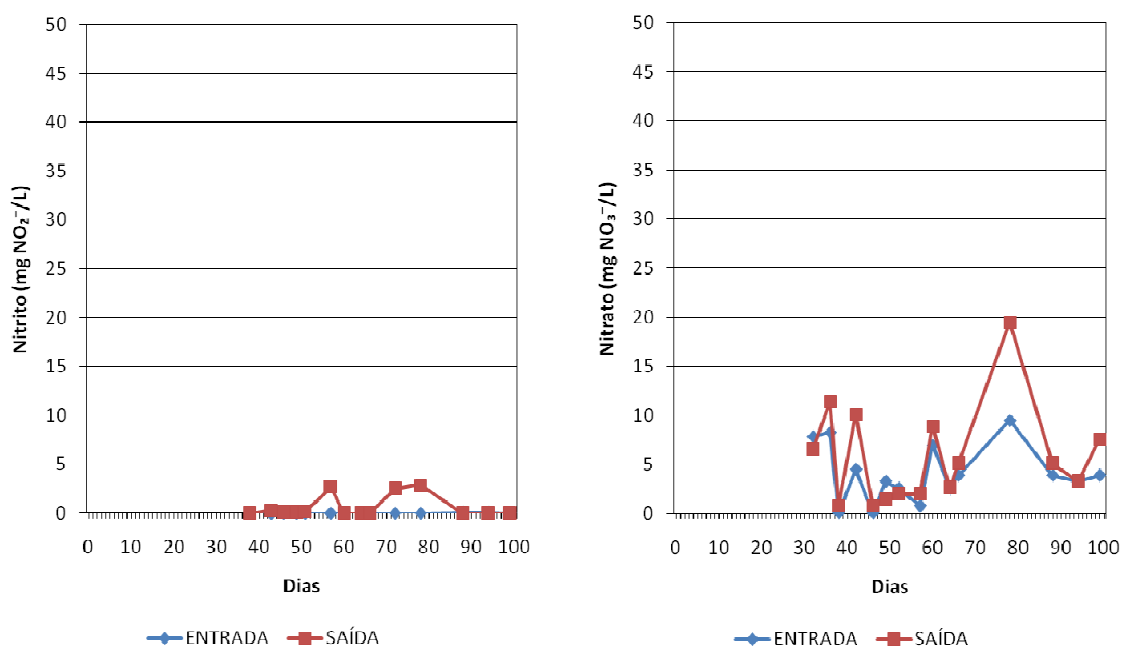


Figura 5.9 – Evolução dos teores de nitrito e nitrato ao longo do tempo no tanque de stripping do sistema PC-1.

As Figuras 5.10 e 5.11 mostram a variação de DBO e DQO ao longo do tempo. Os valores de DBO e DQO de saída maiores do que de entrada se devem à formação de lodo no interior da lagoa de stripping, que acaba se refletindo nos resultados destas dosagens.

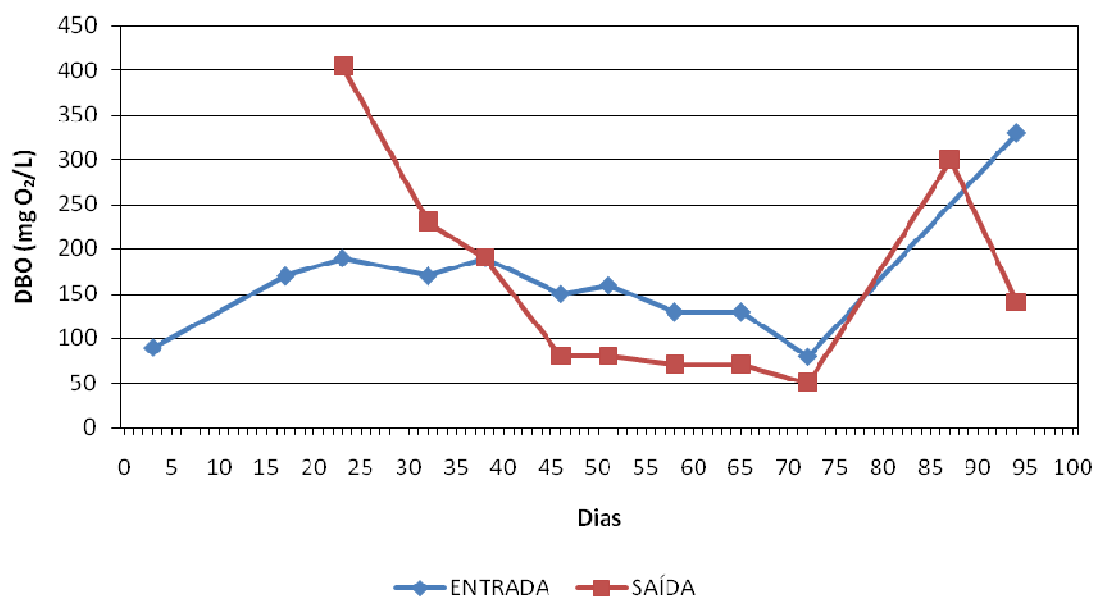


Figura 5.10 – Evolução da DBO na entrada e na saída do tanque de stripping, ao longo do tempo.

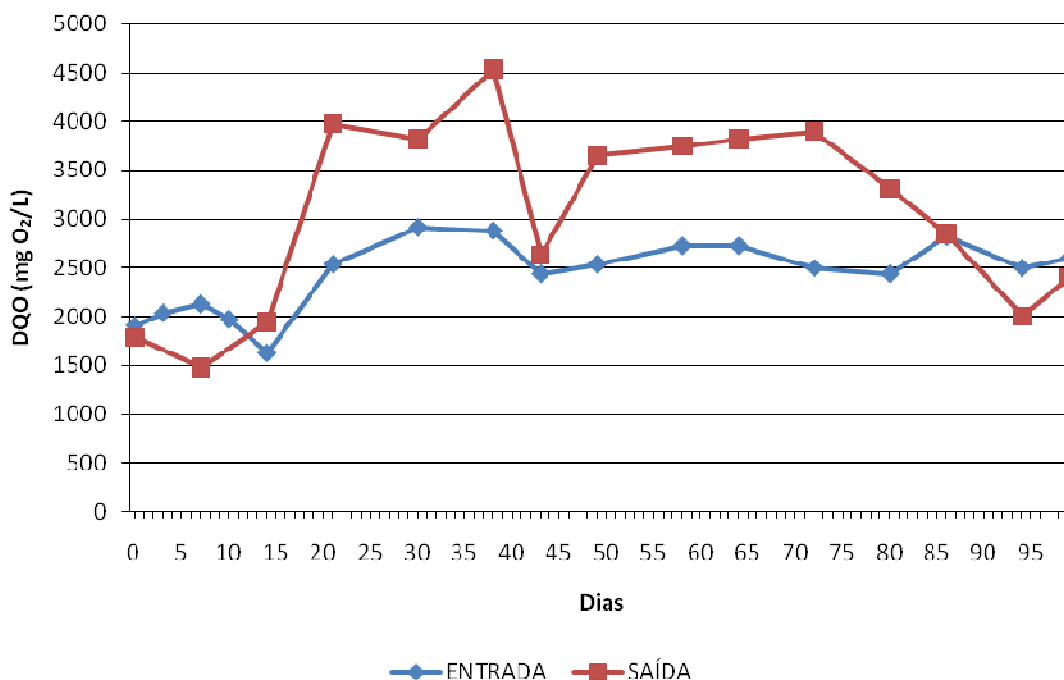


Figura 5.11 – Evolução da DQO na entrada e na saída do tanque de stripping, ao longo do tempo.

O sistema de air stripping com alimentação contínua, realizado em tanque de 1.000L mostrou eficiência inferior ao observado no sistema de batelada, em pequena escala (15L) apresentado anteriormente.

Mesmo variando as concentrações de N-amoniacal na entrada do tanque de stripping, foi observada que a eficiência de remoção se manteve em torno da média ao longo do tempo (aproximadamente 30%).

No caso do sistema em batelada, todo o N-amoniacal está presente desde o início e não é adicionada nenhuma fonte de nitrogênio ao sistema durante o processo, o que facilita a volatilização. Enquanto que no caso da alimentação contínua, com TDH de 20 dias, o lixiviado bruto diluiu-se na massa líquida que já perdeu parte do seu N-amoniacal (média de 30% durante o período de monitoramento), o que diminui as trocas de amônia livre entre a massa líquida e o ar atmosférico.

5.1.3 Piloto de alimentação intermitente

Nesta fase, o regime de alimentação dos sistemas de tratamento biológico foi alterado de contínuo para intermitente, visando a remoção complementar de nitrogênio por vias biológicas na etapa seguinte do sistema de tratamento.

Em um primeiro momento, foi realizado um teste em batelada no tanque de stripping de 1.000L para avaliar o desempenho deste processo em um experimento em escala piloto, uma vez que o teste de bancada poderia não refletir a realidade de um sistema de maior escala. O TDH neste teste foi de 19 dias.

Em seguida, foi iniciada a operação das unidades de tratamento biológico. O TDH nos tanques de aeração (fase subsequente ao stripping) era variável, sendo determinado pela oxidação de N-amoniaco a nitrito. Deste modo, o TDH no stripping variava em função da evolução da série nitrogenada no tratamento biológico.

5.1.3.1 Teste de stripping em batelada no tanque de 1.000L de stripping (experimento ST-1)

Neste experimento, o mesmo tanque de 1.000L usado com alimentação contínua foi utilizado de forma intermitente.

A Figura 5.12 mostra a evolução da série nitrogenada ao longo do tempo. O método analítico utilizado para a dosagem de nitratos (método do ácido salicílico) apresentou imprecisão para a determinação de baixas concentrações, portanto os resultados de nitratos neste teste foram desconsiderados.

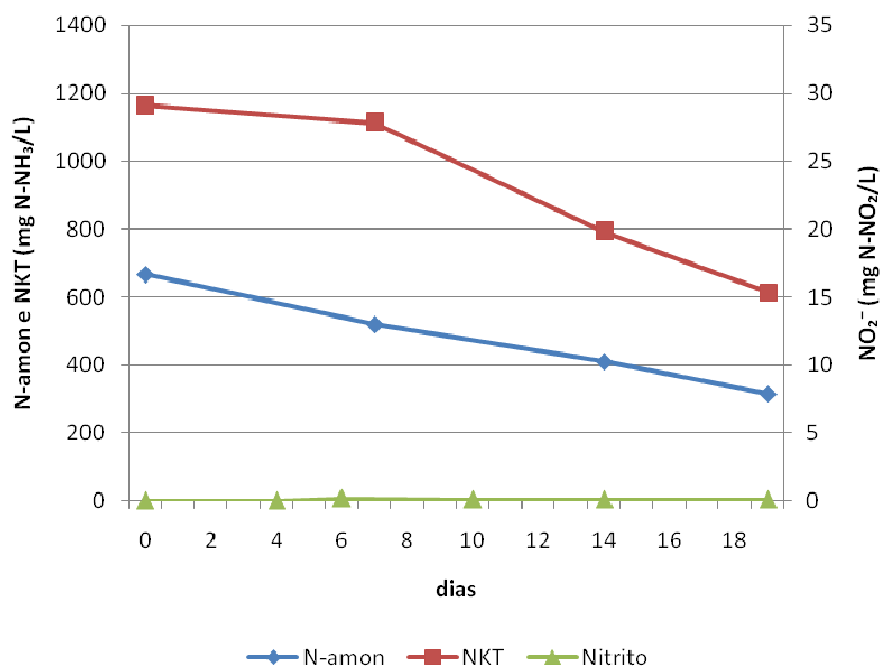


Figura 5.12 – Evolução da série nitrogenada no tanque de stripping ao longo do tempo no experimento ST-1.

Mesmo não havendo resultados de nitratos, é possível concluir que não houve oxidação do N-amoniacal em grande escala, prevalecendo as perdas por stripping.

A Tabela 5.3 mostra as equações das retas em cada trecho dos gráficos de NKT e N-amoniacal da Figura 5.14. Durante maior parte do tempo (do 7º ao 19º dia), os valores de coeficiente angular indicam que as retas de NKT apresentam uma inclinação negativa maior que as retas de N-amoniacal.

Portanto, a remoção de NKT é maior que a remoção de N-amoniacal, o que indica que houve degradação do nitrogênio orgânico durante a condução deste experimento.

Tabela 5.3 – Equações das retas nos trechos dos gráficos de NKT e N-amoniacal da Figura 5.12.

		<i>Equação da reta no trecho (y=a.x+b)</i>	
		<i>NKT</i>	<i>N-amon.</i>
<i>Trecho do gráfico</i>	<i>0 a 7 dias</i>	$y = -7,14x + 1163$	$y = -21,14x + 667$
	<i>7 a 14 dias</i>	$y = -45,71x + 1433$	$y = -15,57x + 628$
	<i>14 a 19 dias</i>	$y = -35,6x + 1291,4$	$y = -19x + 676$

A perda total de N-amoniacal ao final de 19 dias foi de aproximadamente 52%, portanto superior ao sistema de operação contínua, como mostra a Figura 5.13.

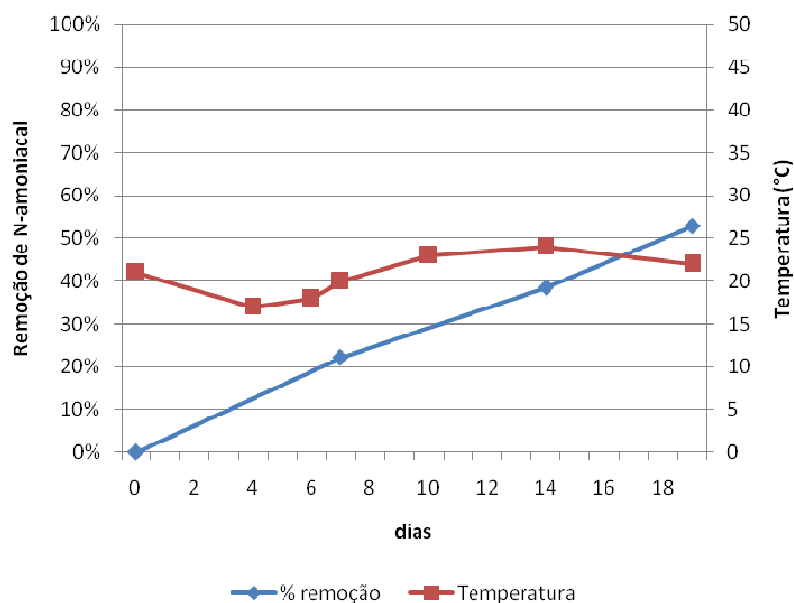


Figura 5.13 – Porcentagem de remoção de N-amoniacal e temperatura ao longo do tempo no experimento ST-1.

Assim como no sistema contínuo, as temperaturas observadas no sistema em batelada foram mais baixas que no sistema B-1 (sistema em batelada de bancada). Mesmo com temperaturas similares ao sistema de alimentação contínua, o sistema em batelada apresentou maior eficiência na remoção de N-amoniaco. Portanto, em sistemas de remoção de N-amoniaco por stripping, o tipo de operação é um fator importante e deve ser levado em conta, pois o efeito de diluição que ocorre no sistema de alimentação contínua exerce grande influência no processo.

Mesmo havendo variação na temperatura ao longo do tempo, a remoção de N-amoniaco apresentou um comportamento praticamente linear, não sofrendo influência da temperatura durante este teste. A Tabela 5.4 mostra as equações das retas em cada trecho do gráfico de porcentagem de remoção de N-amoniaco.

Tabela 5.4 – Equações das retas nos trechos dos gráficos de % de remoção de N-amoniaco da Figura 5.13.

		<i>Equação da reta no trecho ($y=a.x+b$)</i>
		<i>% rem.N-amon.</i>
<i>Trecho do gráfico</i>	<i>0 a 7 dias</i>	$y = 3,17x + 0$
	<i>7 a 14 dias</i>	$y = 2,33x + 5,85$
	<i>14 a 19 dias</i>	$y = 2,85x - 1,34$

No caso do teste com o piloto, houve também consumo de alcalinidade com a perda de N-amoniaco, como mostrado na Figura 5.14. Mesmo havendo grande consumo, a alcalinidade restante ainda é alta, o que manteve o pH em torno de 8,2.

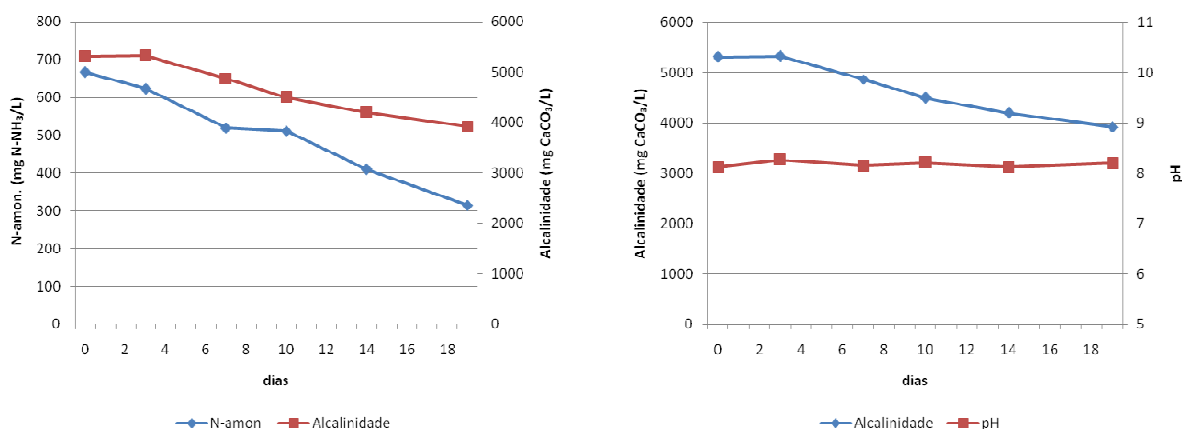


Figura 5.14 – Evolução do N-amoniaco, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo no experimento ST-1.

Neste caso, a remoção de N-amoniacoal foi menor que no experimento B-1 (teste de bancada) em função das temperaturas observadas, que foram menores que no primeiro teste.

5.1.3.2 Avaliação do sistema de batelada em tanques de 250L.

Como já foi explicado anteriormente, o tempo de detenção no tanque de stripping passou a ser completamente dependente da evolução da série nitrogenada no tanque de aeração. Com o objetivo de ter maior flexibilidade para dispor do lixiviado com remoção de Nitrogênio e prolongar o TDH do sistema de stripping em batelada, o tanque de 1.000L foi substituído por 2 tanques de 250L, com início de operação em momentos diferentes, visando fornecer lixiviado com maior redução possível das concentrações de N-amoniacoal. Deste modo, o líquido no interior de cada tanque de stripping era transferido para o tratamento biológico de forma alternada.

Durante a operação do experimento PI-1, os tempos de detenção nos tanques de stripping variaram entre 11 e 14 dias.

Neste tópico, serão apresentados dois ciclos do tanque de stripping. Um deles com 11 dias de tempo de detenção e outro com 14 dias.

Assim como no experimento ST-1, os resultados de nitratos neste teste foram desconsiderados em função da imprecisão do método utilizado para a dosagem de nitratos na determinação de baixas concentrações.

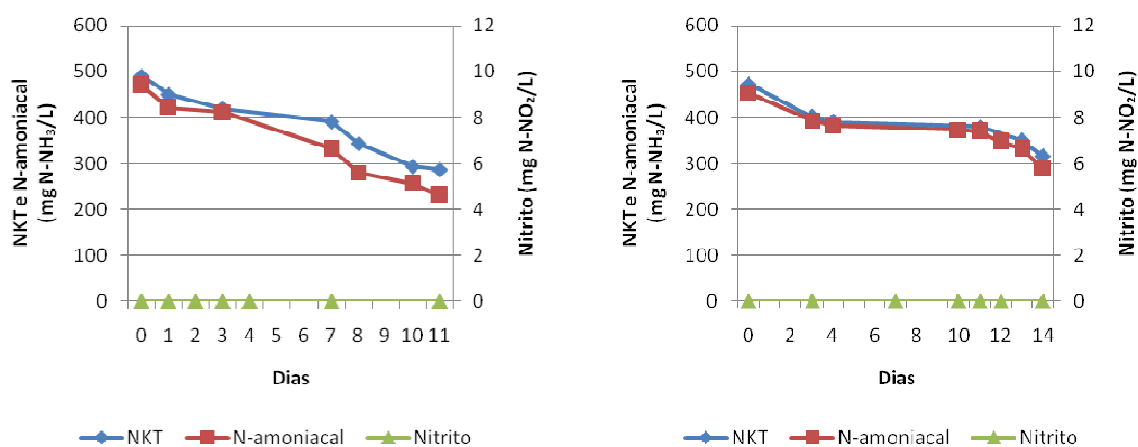


Figura 5.15 – Evolução da série nitrogenada ao longo do tempo no tanque de “stripping” para TDH’s de 11 e 14 dias.

A Figura 5.15 mostra a evolução da série nitrogenada ao longo do tempo, com períodos de 11 e 14 dias de stripping. Assim como no experimento ST-1, não houve oxidação do N-amoniaco, prevalecendo assim as perdas de N-amoniaco por stripping.

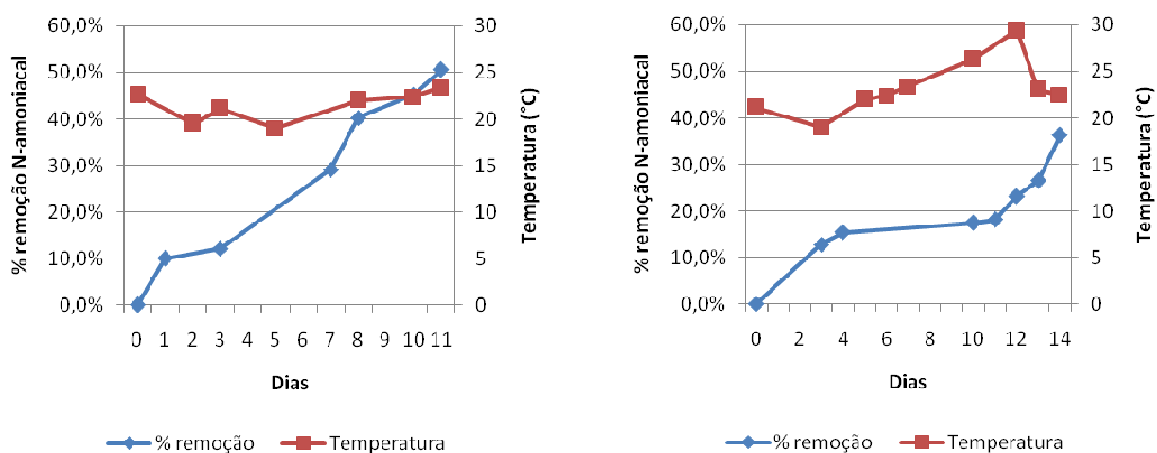


Figura 5.16 – Evolução da porcentagem de remoção de N-amoniaco e da temperatura ao longo do tempo, para TDH's de 11 e 14 dias.

A perda total de N-amoniaco chegou a 50,5% com 11 dias de stripping, e a 36,3% com 14 dias, como mostra a Figura 5.16. Apesar da evidente influência da temperatura no processo de stripping, nestes casos esta relação não foi estabelecida, já que as temperaturas mais altas durante o período de 14 dias não favoreceu a volatilização da amônia. Estes dados sugerem que neste caso houve influência de algum outro fator durante o teste, o qual não foi possível detectar pelas análises de laboratório realizadas.

A Figura 5.17 mostra a evolução da alcalinidade e do pH ao longo do tempo nos dois ciclos de stripping. Assim como observado nos testes anteriores, apesar do consumo, a alcalinidade remanescente é suficiente para manter o pH nos mesmos níveis das condições naturais do lixiviado bruto.

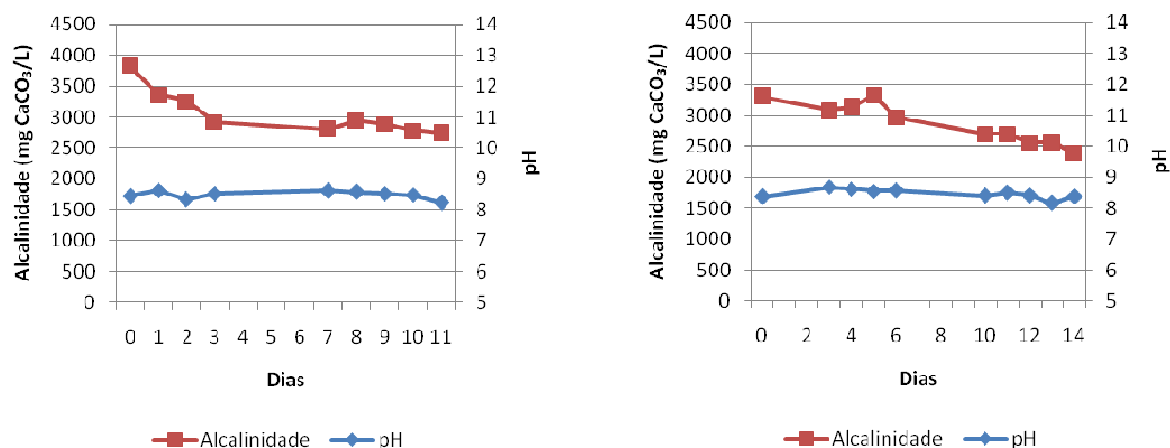


Figura 5.17 – Evolução da alcalinidade e do pH ao longo do tempo.

A Figura 5.18 mostra a evolução da alcalinidade e do N-amoniacoal ao longo do tempo nos dois ciclos de stripping. A maior redução de N-amoniacoal no período de 11 dias de stripping causou um maior consumo de alcalinidade.

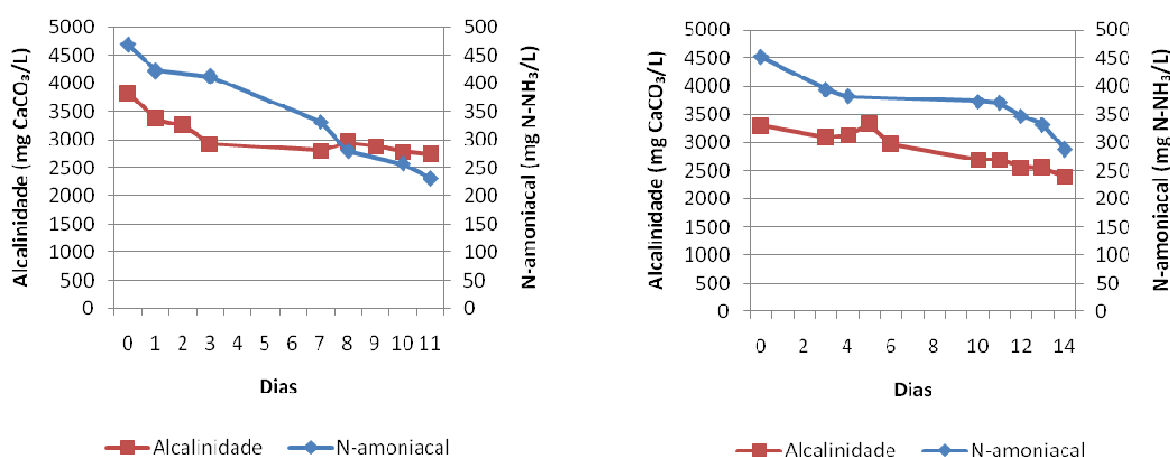


Figura 5.18 – Evolução da alcalinidade e do N-amoniacoal ao longo do tempo.

A Tabela 5.5 mostra a relação entre consumo de alcalinidade e redução de N-amoniacoal observada nos testes B-1 (teste de bancada), ST-1 (teste com o piloto em batelada) e PI-1 (stripping durante a operação dos sistemas com alimentação em regime intermitente).

Tabela 5.5 – Relação entre consumo de alcalinidade e redução de N-amoniacoal nos testes em batelada.

	<i>B-1</i>	<i>ST-1</i>	<i>PI-1 (11 dias de stripping)</i>	<i>PI-1 (14 dias de stripping)</i>
<i>(mgCaCO₃/L)/(mgN-NH₃/L)</i>	4,94	3,96	4,58	5,54

Os resultados observados durante o teste de bancada e durante a condução dos pilotos levam a algumas constatações importantes com relação ao processo de “stripping”.

Como pode ser observado na Tabela 5.5 acima, a relação entre consumo de alcalinidade e redução de N-amoniaco apresentou similaridade entre os testes, com valores entre 4,5 e 5,5 (com exceção do experimento ST-1). Estes resultados confirmam a relação direta entre remoção de N-amoniaco e consumo de alcalinidade em função da liberação de íons H^+ do NH_4^+ . As reações de consumo de alcalinidade estão descritas no item 3.5.1 do presente trabalho.

Mesmo se tratando de um processo físico-químico, houve formação de lodo no experimento PC-1 (“stripping” de alimentação contínua). Neste caso, o equipamento utilizado para o revolvimento do líquido pode ter provocado, ainda que com pouca intensidade, aeração durante os testes.

Os resultados permitem observar também a relação entre a eficiência do processo de “stripping” e a temperatura, uma vez que no teste de bancada, onde as temperaturas observadas foram maiores, foi obtida uma porcentagem de remoção substancialmente maior que nos outros testes em batelada (~79% no experimento B-1, enquanto que nos outros testes variou entre 40 e 50%).

Mesmo havendo consumo de alcalinidade, o processo de “stripping” se mostrou bastante viável quando aplicado ao lixiviado do aterro de Londrina. As altas alcalinidades do lixiviado bruto mantêm o seu pH constante ao longo do processo, mantendo-o em condições adequadas para posterior tratamento biológico.

A condição operacional de alimentação dos sistemas também influenciou na eficiência do processo. O sistema operado em regime de alimentação contínua apresentou porcentagem de remoção média de 30%, enquanto que nos testes em batelada (intermitente) a porcentagem de remoção chegou a 50%.

5.2 DINÂMICA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO NO TRATAMENTO POR LAGOA AERADA E LODOS ATIVADOS INTERMITENTE

Mesmo com a remoção de nitrogênio apresentada nos itens anteriores, as concentrações de N-amoniaco remanescentes ainda são altas, fazendo-se necessária uma remoção complementar deste nutriente.

Neste estudo, os sistemas de tratamento biológico visam não só a degradação da carga orgânica, como também a possibilidade de promover a redução do N-amoniaco até o estágio de nitrito para posterior desnitrificação.

5.2.1 Lagoa aerada de mistura completa

As Figuras 5.19 e 5.20 mostram a evolução do N-amoniaco e do NKT ao longo do tempo. A Tabela 5.6 mostra a variação da remoção de nitrogênio nos sistemas PC-1 (com pré-tratamento por “stripping”) e PC-2 (sem pré-tratamento por “stripping”). Lembrando que nas duas lagoas, o TDH foi de 5 dias.

No sistema PC-1 houve remoção média de N-amoniaco de 16,3%, e remoção média de NKT de 19%. A perda maior de NKT em relação ao N-amoniaco indica que houve amonificação (conversão de N-org. em N-amoniaco) da fração orgânica do nitrogênio.

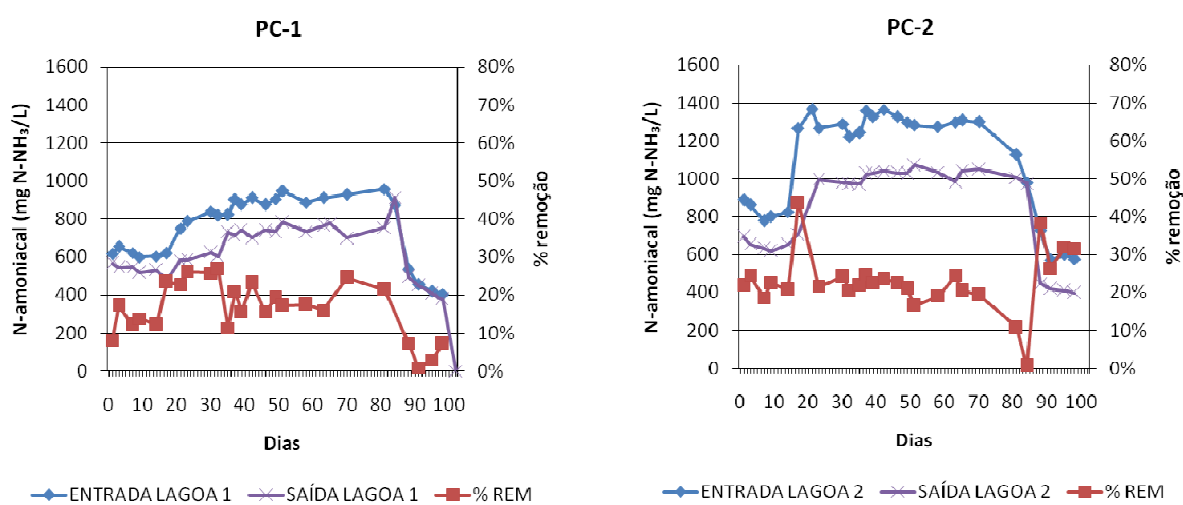


Figura 5.19 – Evolução do N-amoniaco ao longo do tempo nos experimentos PC-1 (à esquerda) e PC-2 (à direita).

No sistema PC-2, a remoção média de N-amoniaco foi de 22,8%, e remoção média de NKT de 23%. Neste caso, não houve amonificação da fração orgânica do nitrogênio.

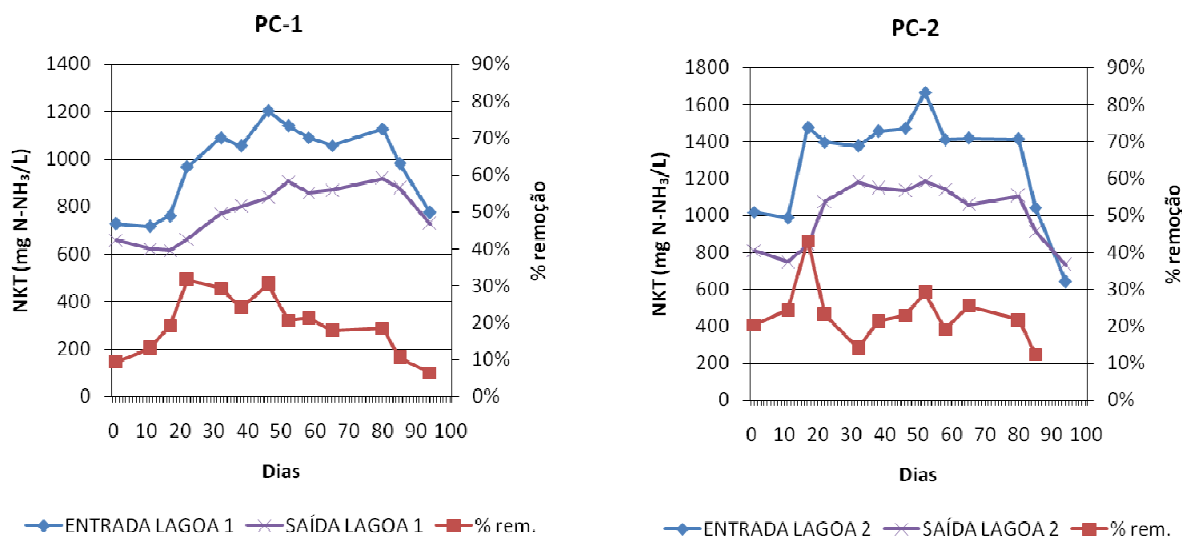


Figura 5.20 – Evolução do NKT ao longo do tempo nos experimentos PC-1 (à esquerda) e PC-2 (à direita).

Tabela 5.6 – Médias e variações da remoção de Nitrogênio nos sistemas PC-1 e PC-2.

	Sistema PC-1				
	Mín.	Máx.	Média	Desv. padrão	Var.
N-amon.	0,9%	26,7%	16,3%	7,3%	0,5%
NKT	6%	32%	19%	8,1%	0,7%
	Sistema PC-2				
	Mín.	Máx.	Média	Desv. padrão	Var.
N-amon.	0,6%	43,9%	22,8%	8,0%	0,6%
NKT	12,0%	43,0%	23,0%	7,8%	0,6%

Os dados mostram que a redução prévia das concentrações de N-amoniaco através de air stripping não trouxe grandes benefícios ao sistema de lagoa aerada com relação à remoção de nitrogênio, ocorrendo maior porcentagem de remoção no sistema PC-2.

As Figuras 5.21 e 5.22 mostram a evolução dos nitritos e dos nitratos ao longo do tempo.

No interior da lagoa aeróbia do sistema PC-1, as concentrações de nitrito não ultrapassaram 40 mg/L, e os nitratos se mantiveram abaixo de 15 mg/L. No decantador do sistema (saída lagoa 1), houve uma pequena redução nas concentrações de nitritos e nitratos.

Situação semelhante ocorreu no sistema PC-2, onde as concentrações de nitrito e nitrato se mantiveram abaixo de 40 e 15 mg/L respectivamente, havendo

também pequena redução das concentrações de nitrito e nitrato no decantador.

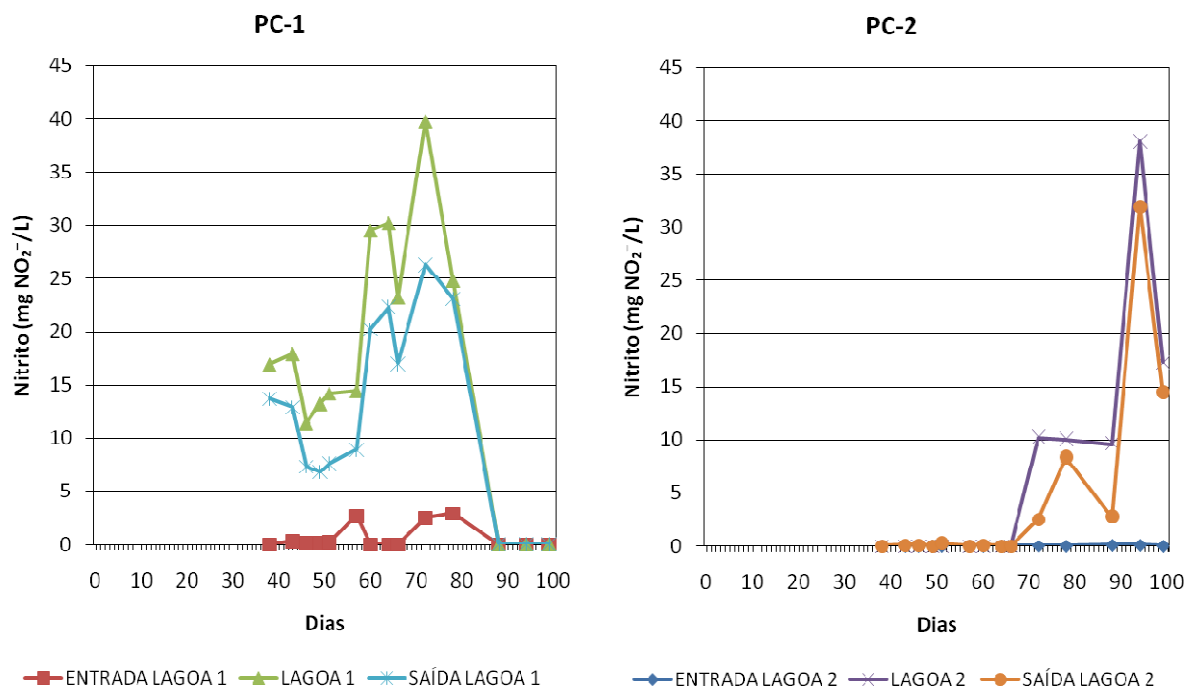


Figura 5.21 – Evolução dos nitritos ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).

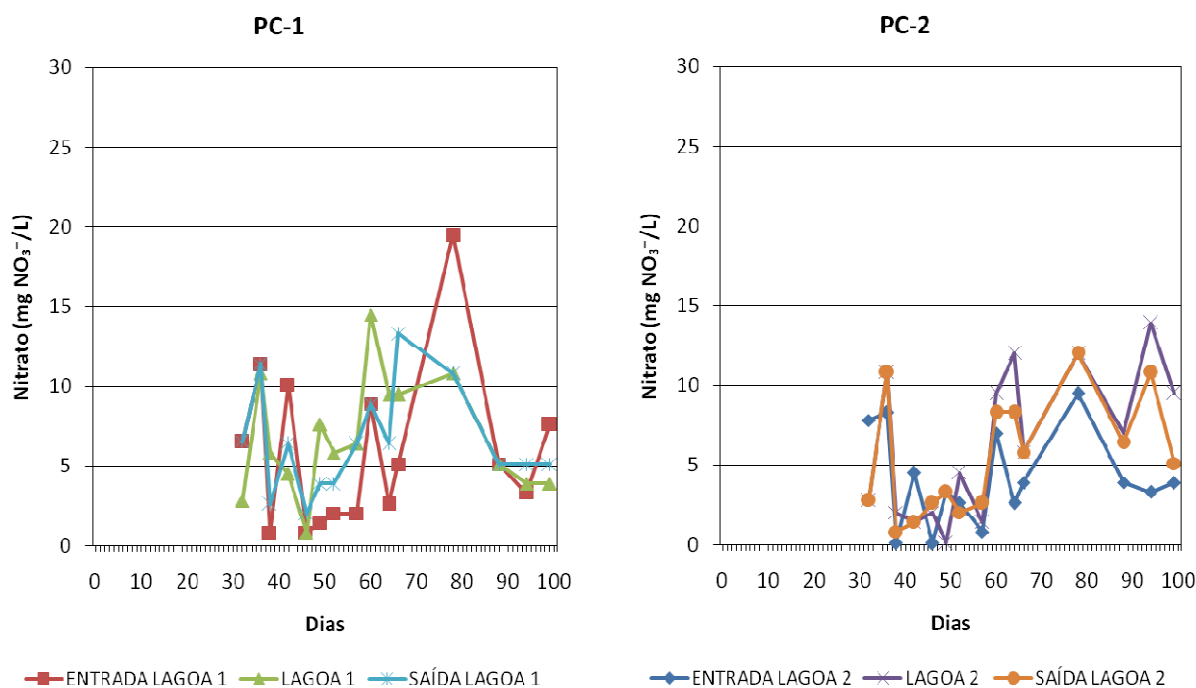


Figura 5.22 – Evolução dos nitratos ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).

As concentrações de oxigênio dissolvido foram mantidas elevadas nas duas lagoas ao longo do tempo, como pode ser observado na Figura 5.23. Estes dados mostram que as concentrações de OD não foram fator limitante para a formação de nitritos e nitratos.

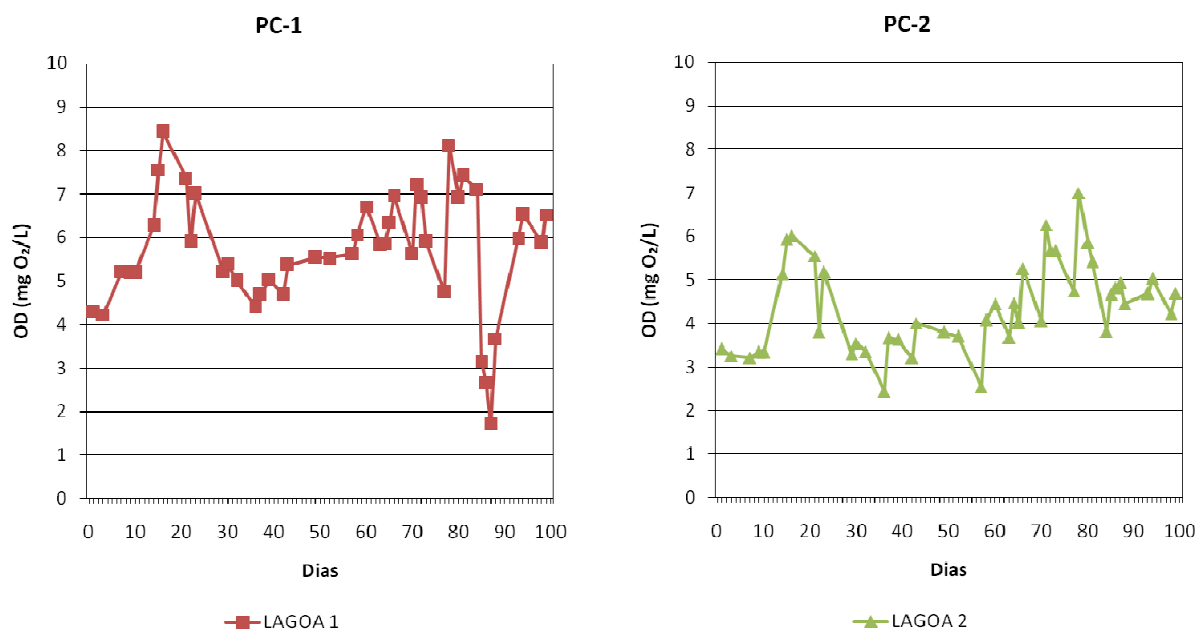


Figura 5.23 – Concentrações de OD ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).

A Figura 5.24 mostra a evolução da alcalinidade ao longo do tempo nos sistemas PC-1 e PC-2. As reações de stripping e de oxidação do N-amoniaco provocaram consumo de alcalinidade em ambos os casos, porém em diferentes patamares.

A redução prévia das concentrações de N-amoniaco contribuiu no sentido que, uma vez que há uma quantidade menor de nitrogênio a ser oxidada, menos alcalinidade vai ser necessária para esta oxidação. Neste caso, o consumo de alcalinidade no sistema com pré-tratamento por stripping (PC-1) foi cerca de 50% menor que no sistema PC-2 (sem stripping), como mostra a Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Médias e variações do consumo de alcalinidade nos sistemas PC-1 e PC-2.

	Consumo de alcalinidade		
	Mín.	Máx.	Média
Sistema PC-1	51	1316	590
Sistema PC-2	184	2483	1024

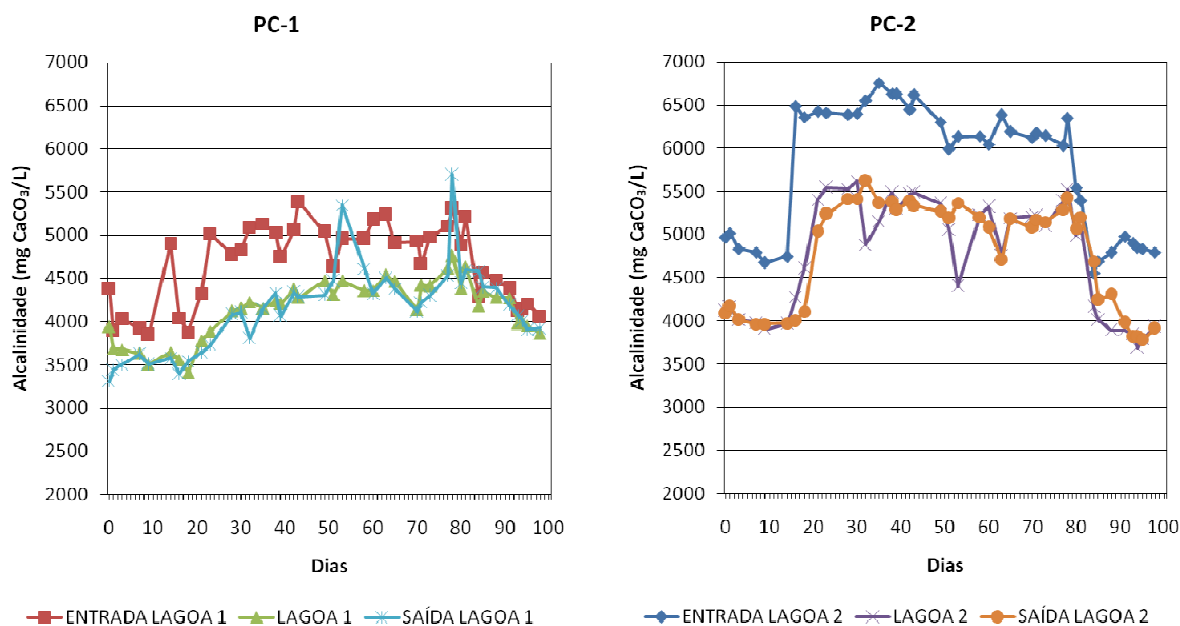


Figura 5.24 – Evolução da Alcalinidade ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).

Mesmo havendo grande consumo de alcalinidade, o pH se manteve constante devido a alta alcalinidade ainda restante. A Figura 5.25 mostra a evolução do pH ao longo do tempo nos sistemas PC-1 e PC-2.

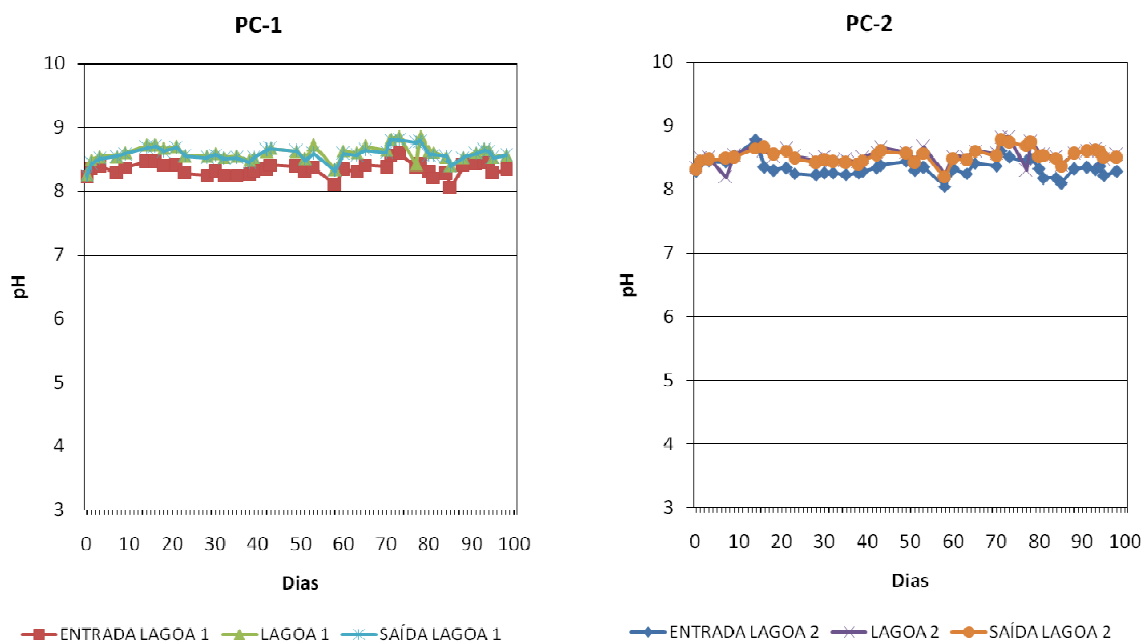


Figura 5.25 – Evolução do pH ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).

Não houve grande formação de biomassa nas lagoas aeróbias. Nas lagoas de ambos os sistemas, as concentrações de SSV não ultrapassaram 200 mg/L no interior das lagoas aeróbias, como mostra a Figura 5.26. A redução prévia das concentrações de N-amoniacoal não favoreceu a formação de biomassa.

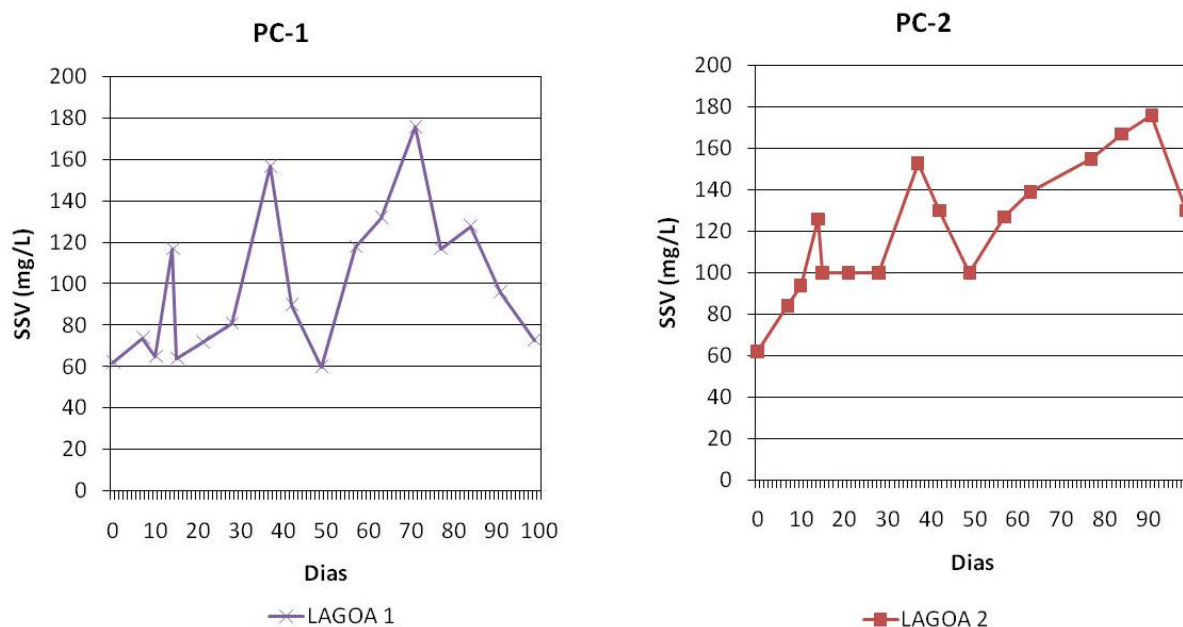


Figura 5.26 – Evolução do SSV ao longo do tempo no sistema PC-1 (à esquerda) e no sistema PC-2 (à direita).

Os resultados de monitoramento destes pilotos com TDH de 5 dias mostram que mesmo com concentrações de OD em níveis satisfatórios para a oxidação do nitrogênio, as perdas que prevaleceram dentro da lagoa aeróbia foram por stripping, uma vez que as perdas de N-amoniacoal e NKT foram maiores que a formação de nitritos e nitratos.

No sistema PC-1, mesmo com o sistema de stripping as concentrações de N-amoniacoal na entrada da lagoa se mantiveram na faixa de 400 a 1.000 mg/L e na saída entre 300 e 900 mg/L. Já no sistema PC-2, o N-amoniacoal na entrada no sistema variou entre 550 e 1.300 mg/L, e na saída entre 400 e 1.100 mg/L.

A formação de nitritos e nitratos em ambas as lagoas não ultrapassaram 40 e 15 mg/L respectivamente. Mesmo havendo formação de nitritos e nitratos, o pH se manteve entre 8,2 e 8,8 nas duas lagoas.

As altas concentrações de N-amoniacoal na entrada de ambos os sistemas, somadas à baixa formação de biomassa nas lagoas limitaram a formação de nitratos e nitritos.

5.2.2 Lodos ativados de alimentação intermitente

Para esta fase, foi utilizada a mesma estrutura do experimento anterior. A alimentação que era contínua passou para intermitente, o que muda do ponto de vista conceitual o tipo de tratamento biológico de lagoas aeradas para lodos ativados em batelada, já que neste caso o lodo não é descartado de forma contínua.

Como já mencionado, neste caso, o tanque de aeração funcionava com TDH variável, até obter-se a nitrificação desejada. Em seguida a aeração era suspensa, visando criar uma fase anóxica, para a remoção dos nitritos e nitratos por desnitrificação.

Os resultados obtidos do sistema de lodos ativados em batelada são de caráter preliminar, porém permitem uma análise das possibilidades deste tipo de sistema aplicado ao lixiviado de aterro, apontando algumas direções para trabalhos futuros nessa linha.

5.2.2.1 Nitritação – fase de aeração:

Durante o experimento de alimentação contínua, foi observado que o pH se manteve numa faixa entre 8,2 e 8,8, que é um bom patamar para o acúmulo de nitritos. Estes níveis de pH mantêm as concentrações de amônia livre acima de 1mg N-NH₃/L, inibindo a oxidação do nitrito (formação de nitrato) . A Tabela 5.8 mostra a porcentagem de amônia livre em relação ao N-amoniaco, dada em função do pH e da temperatura.

Tabela 5.8 – Porcentagem de amônia livre em relação ao total de N-amoniaco, em função do pH e da temperatura.

pH	%NH ₃		
	T=15°C	T=20°C	T=25°C
8,2	4,2%	6,0%	8,4%
8,4	6,5%	9,2%	12,7%
8,6	9,9%	13,8%	18,7%

Estes experimentos foram realizados visando a eliminação do nitrogênio pela desnitrificação de via curta. Assim, a aeração foi reduzida mantendo as concentrações de OD em torno de 2,0mg/L, visando criar melhores condições para

a nitrificação.

Neste tópico, serão apresentados apenas os resultados referentes à fase de nitrificação nos pilotos de alimentação intermitente durante dois ciclos de aeração do experimento PI-1 (com remoção prévia de N-amoniaco) e durante um único ciclo de aeração do sistema PI-2 (sem remoção prévia de N-amoniaco). Os resultados de amônia livre foram obtidos em função do N-amoniaco, do pH e da temperatura, através da equação 1 apresentada na página 16 do presente trabalho.

A Figura 5.27 mostra a evolução da série nitrogenada, da amônia livre, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o primeiro ciclo de aeração no sistema PI-1 (com redução prévia de N-amoniaco por stripping). Neste caso, foi obtida a oxidação de uma grande parcela do N-amoniaco, restando apenas 4mg N-NH₃⁺/L com 4 dias de aeração. O nitrogênio foi oxidado em sua maior parte até o estágio de nitrito, atingindo uma concentração de 204 mg N-NO₂⁻/L.

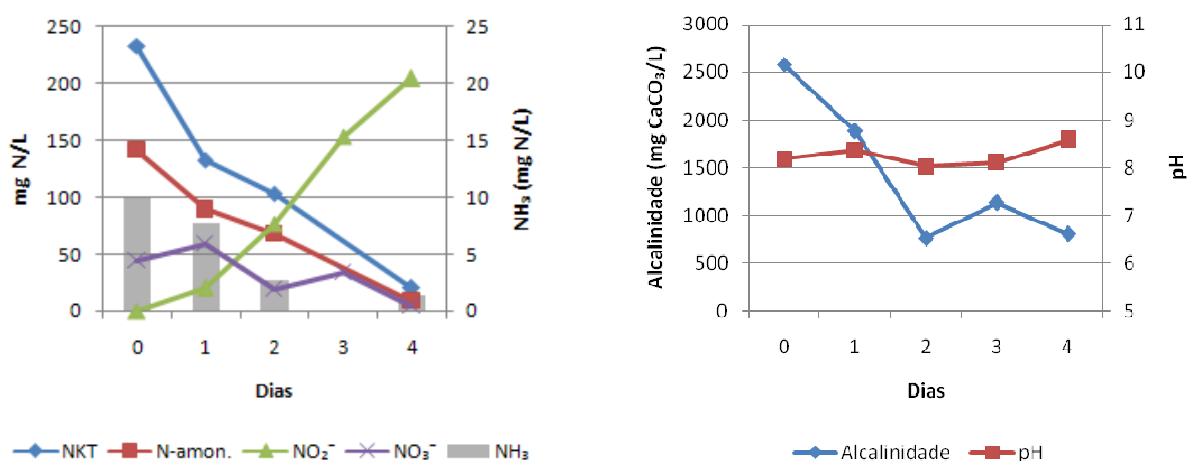


Figura 5.27 – Evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o primeiro ciclo de aeração do experimento PI-1.

A redução de alcalinidade de 2578 para 808 mg CaCO₃/L não provocou alterações no pH, que se manteve entre 8,0 e 8,6. As reações de oxidação do N-amoniaco causaram o consumo de alcalinidade. A concentração de amônia livre no início do processo era de 9,9 mg N-NH₃/L, próximo do limite de inibição das bactérias oxidantes de N-amoniaco.

Ao longo do período de aeração, as concentrações de amônia livre se mantiveram bem acima de 1mg/L, chegando ao fim da aeração com 1,3mg/L, o que inibiu a formação de nitratos neste caso.

A Figura 5.28 mostra a evolução da série nitrogenada, da amônia livre, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o segundo ciclo de aeração seguinte do experimento PI-1. Neste caso, mesmo com uma concentração de N-amoniaco inicial nos mesmos patamares de que no início do período de aeração anterior, a oxidação levou um tempo maior em função das concentrações de amônia livre (de 19 mg N-NH₃/L) que causou uma inibição parcial das bactérias oxidantes de N-amoniaco, o que tornou o processo de oxidação do N-amoniaco mais lento.

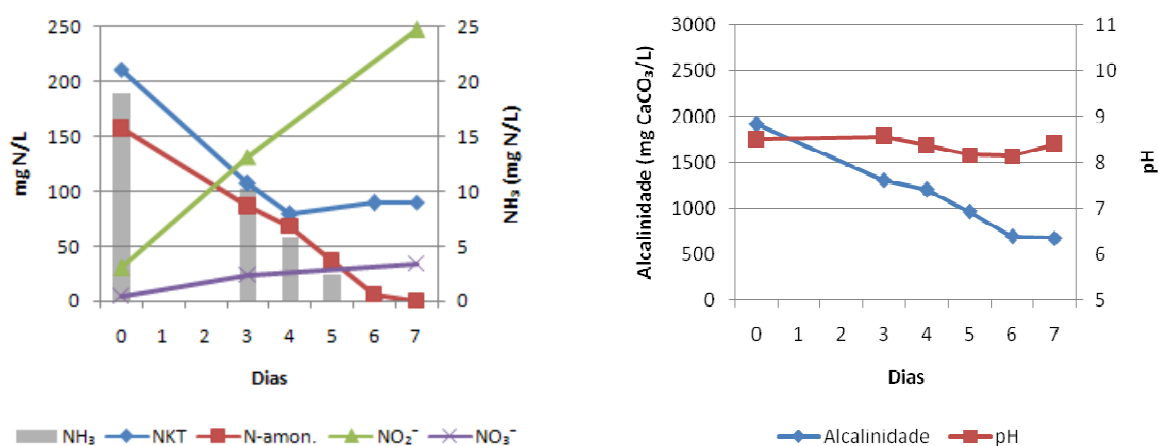


Figura 5.28 – Evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o segundo ciclo de aeração seguinte do experimento PI-1.

Assim como no ciclo anterior, as concentrações de amônia livre se mantiveram acima de 1mg/L ao longo da aeração, chegando a 0,3mg/L apenas no 6º dia de aeração. Deste modo, foi possível obter o acúmulo de nitritos desejado.

Neste caso houve também grande consumo de alcalinidade em função das reações de oxidação do N-amoniaco, com redução de 1916 para 679 mg CaCO₃/L. O pH se manteve entre 8,1 e 8,4 apesar do grande consumo de alcalinidade.

A Figura 5.29 mostra a evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH, durante o ciclo de aeração do experimento PI-2 (sem a redução prévia de N-amoniaco). Neste caso, foi necessário um período maior de aeração em função das maiores concentrações de N-amoniaco no início do período.

As concentrações de amônia livre também causaram limitações no início da aeração, atingindo uma concentração de 8 mg N-NH₃/L apenas no 7º dia de aeração. No início do processo a concentração de amônia livre era de 31,8 mg N-

NH_3/L , o que contribui para o prolongamento do processo de oxidação do N-amoniaco.

No caso do sistema PI-2, a alcalinidade e o pH também apresentaram diferenças de comportamento em relação ao sistema PI-1. Neste caso, a redução de alcalinidade foi de 2902 para 279 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$. O grande consumo de alcalinidade provocou queda no pH de 8,35 para 7,45.

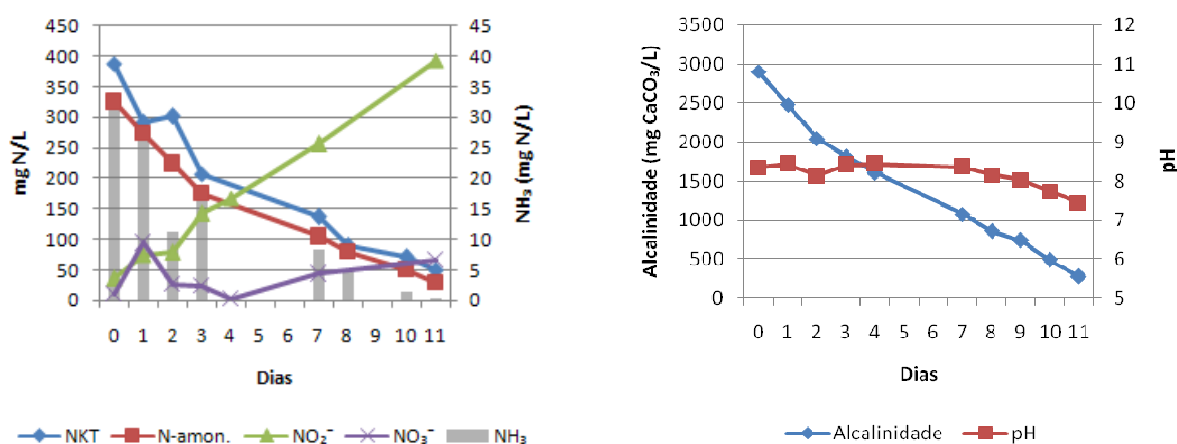


Figura 5.29 – Evolução da série nitrogenada, da alcalinidade e do pH ao longo do tempo, durante o ciclo de aeração seguinte do experimento PI-2.

A operação do sistema de forma intermitente evidenciou as características favoráveis do lixiviado para a nitrificação (via curta). As concentrações de N-amoniaco elevadas associadas ao pH do lixiviado que em condições naturais se mantém entre 8 e 9, contribuem para manter as concentrações de amônia livre (NH_3) em níveis que inibem a bactérias oxidantes de nitrito, impedindo a formação de nitratos. Do mesmo modo, as concentrações de amônia livre se mantêm em níveis satisfatórios à formação de nitritos.

No caso do sistema PI-1 (com remoção de N-amoniaco por stripping), no início do primeiro período de aeração apresentado, a concentração de N-amoniaco de 142 mg/L , associado ao elevado pH que variou entre 8,0 e 8,6 favorecem o acúmulo de nitritos em função da concentração de amônia livre, contribuindo para que essas concentrações se mantivessem acima de 1 mg/L , que inibe completamente as bactérias oxidantes de nitrito, e abaixo de 10 mg/L , que é onde se inicia a inibição das bactérias oxidantes de N-amoniaco.

Já no segundo período de aeração apresentado, a concentração de amônia livre no início do período era de 19 mg/L . Mesmo com concentração de N-amoniaco

inicial de 157 mg/L (próximo do valor inicial do ciclo anterior), a formação de nitritos foi parcialmente inibida e foi necessário um período maior de aeração neste caso.

No sistema PI-2 (sem redução prévia das concentrações de N-amoniaco), a concentração de N-amoniaco de 325 mg/L resultou numa concentração de amônia livre de 32mg/L, tornando o processo de oxidação do N-amoniaco limitado e prolongando o período de aeração neste caso.

Com relação ao pH e à alcalinidade, no sistema com a redução prévia das concentrações de N-amoniaco, o consumo de alcalinidade em função das reações de oxidação do N-amoniaco foi até 2 vezes menor em relação ao sistema sem a redução de N-amoniaco. No sistema PI-1, o consumo de alcalinidade foi de 1.770mg CaCO₃/L no primeiro período de aeração e de 1.237mg CaCO₃/L no segundo período de aeração. No sistema PI-2, durante a aeração foram consumidos 2.623mg CaCO₃/L de alcalinidade.

Deste modo, o pH no sistema PI-1 se manteve próximo das condições naturais do lixiviado bruto (em torno de 8,0 e 8,5), enquanto que no sistema PI-2 o grande consumo de alcalinidade causou queda no pH (de 8,3 para 7,4).

Portanto, a remoção parcial de N-amoniaco como pré-tratamento favorece a remoção biológica do nitrogênio através da desnitrificação de via curta, mantendo as concentrações de amônia livre em faixas que favorecem o acúmulo de nitritos e reduzindo a quantidade de alcalinidade necessária para a oxidação de todo o N-amoniaco.

5.2.2.2 Desnitrificação – fase anóxica:

Em um primeiro momento, a fase anóxica foi operada da seguinte forma: após interromper a aeração, o licor era deixado em decantação por 30 minutos. Em seguida, retirava-se aproximadamente 100L do sobrenadante e então eram adicionados outros 100L de lixiviado (retirados do tanque de stripping no caso do sistema PI-1 e de lixiviado bruto no caso do sistema PI-2), como fonte de alimento. Para manter o lodo em suspensão, foi utilizado um agitador elétrico.

A Figura 5.30 mostra a evolução do N-amoniaco, nitrito e nitrato durante a fase anóxica. No experimento PI-1, foram retirados 100 litros de sobrenadante e colocados outro 100L retirados do tanque de stripping, e no experimento PI-2 foram colocados 100L de lixiviado bruto.

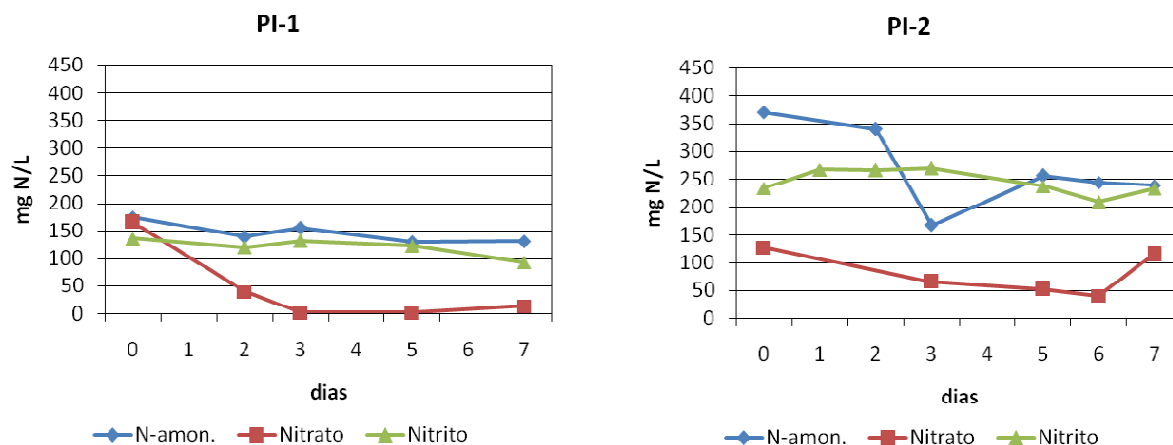


Figura 5.30 – Evolução do N-amoniaco, do nitrito e do nitrato ao longo da fase anóxica, utilizando o líquido da saída do tanque de stripping (PI-1) e o lixiviado bruto (PI-2).

A utilização do próprio lixiviado como fonte de matéria carbonácea não mostrou boas possibilidades para a remoção de nitritos e nitratos em ambos os casos. No experimento PI-1, houve remoção de nitrato restando 13 mg/L ao final da fase anóxica, porém os nitritos permaneceram em torno de 100 mg/L. No experimento PI-2, nitritos e nitratos permaneceram nos mesmos patamares (230 e 120 mg/L respectivamente). A DQO em ambos os casos se manteve constante ao longo da fase anóxica (entre 2.500 e 3.000 mg/L).

Como já foi mencionado anteriormente, o aterro controlado de Londrina está em operação desde a década de 70. Em função disso, o lixiviado oriundo deste aterro é bastante estabilizado, e apesar de sua alta concentração de carga orgânica (DQO de 2430 mg O₂/L em média), a presença de compostos orgânicos complexos, resistentes à biodegradação, torna a sua utilização durante a etapa anóxica para a remoção de nitritos inviável.

Constatado que a utilização do próprio lixiviado como fonte de carbono para a fase anóxica era insuficiente, foram realizados testes em bancada para a remoção dos nitritos utilizando como fonte de carbono o etanol. Os testes foram realizados com um volume de 4 litros, com adição de etanol numa proporção de 1mL para cada litro de lixiviado. A agitação foi mantida com agitador magnético.

A Figura 5.31 mostra a evolução da DQO, dos nitritos e dos nitratos ao longo do tempo em dois diferentes testes, utilizando o líquido nitritado dos sistemas PI-1 e PI-2, coletado com o lodo em suspensão. É possível observar que a remoção dos nitritos só se iniciou após um período de aproximadamente 17 horas no caso do

líquido coletado no sistema PI-1, e cerca de 23 horas no caso do líquido do sistema PI-2. Após o início da desnitrificação, a remoção apresenta um comportamento linear em ambos os casos, com eliminação completa dos nitritos após um total de 41 horas.

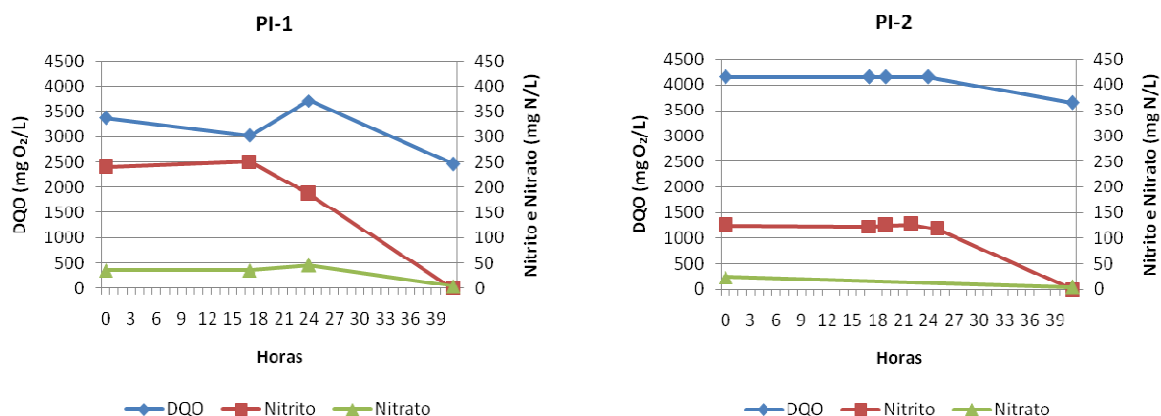


Figura 5.31 – Evolução da DQO, dos nitritos e dos nitratos em dois diferentes testes de desnitrificação em bancada.

Nos gráficos da Figura 5.31, é possível observar duas fases bem definidas nos dois casos.

Na fase inicial, não há remoção de nitritos e nem consumo de DQO. Neste período, a biomassa passa por um período de aclimação à nova condição.

Na fase seguinte ocorre a desnitrificação completa. Neste período há consumo de DQO, uma vez que ocorre biodegradação durante a fase anóxica. A relação entre consumo de DQO e remoção de nitritos está descrita na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Relação entre consumo de DQO e remoção de nitritos, obtida durante os testes de desnitrificação em bancada.

	<i>PI-1</i>		<i>PI-2</i>	
	<i>DQO</i>	<i>Nitrito</i>	<i>DQO</i>	<i>Nitrito</i>
<i>inicial</i>	3375	240	4150	125
<i>final</i>	2463	0	3650	0
<i>consumo</i>	912	240	500	125
<i>Taxa (mg DQO/mg NO₂)</i>		3,8		4

Estabelecida a relação entre consumo de DQO e remoção de nitritos, foi realizada a adição de etanol nos pilotos para a remoção dos nitritos na fase anóxica. O volume de etanol adicionado aos experimentos foi determinado em função da concentração de nitrito ao final da aeração.

A Figura 5.32 mostra a evolução da DQO, dos nitritos e nitratos ao longo do tempo nos experimentos PI-1 (com redução prévia de N-amoniacal) e PI-2 (sem redução prévia de N-amoniacal). Nos experimentos PI-1 e PI-2 foram adicionados 100 e 200mL de etanol respectivamente.

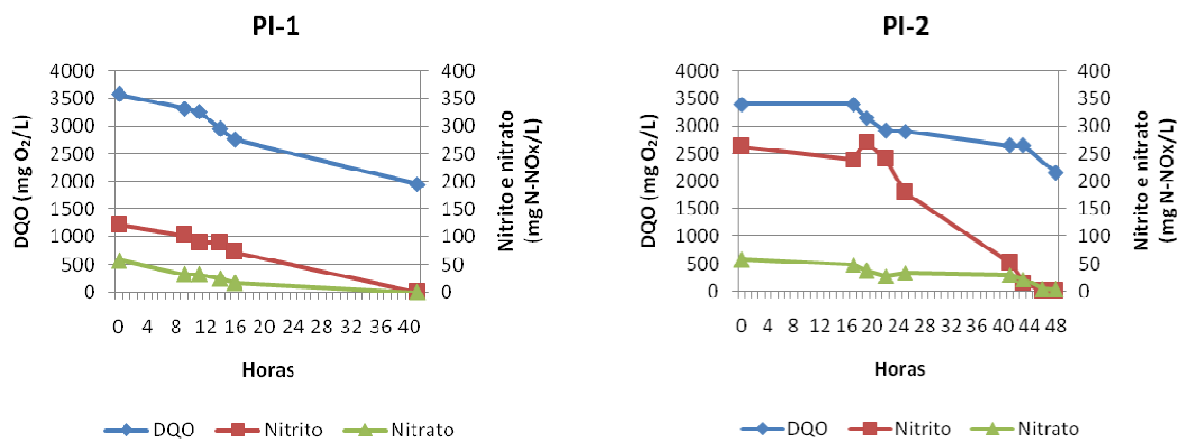


Figura 5.32 – Evolução da DQO, dos nitritos e dos nitratos nos testes de desnitrificação nos pilotos.

A redução prévia das concentrações de N-amoniacal traz alguma contribuição nesta etapa do processo, uma vez que neste caso a quantidade de N-amoniacal a ser oxidada até nitrito é menor, e conseqüentemente, a concentração de nitrito a ser removida durante a fase anóxica é menor. Deste modo, faz-se necessária uma menor quantidade de matéria carbonácea a ser adicionada durante a fase anóxica. No caso apresentado, a quantidade de etanol adicionada ao sistema PI-1 foi metade da quantidade adicionada ao sistema PI-2 (100 e 200mL de etanol respectivamente).

5.3 DINÂMICA DE REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA NO TRATAMENTO POR LAGOA AERÓBIA E LODOS ATIVADOS INTERMITENTE

5.3.1 Lagoa aerada de mistura completa

A Figura 5.33 mostra as medidas de DBO não filtrada ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-1. Embora a DBO de entrada na lagoa aeróbia fosse bastante variável, a DBO de saída permaneceu na faixa de 50 mg/L durante maior parte do tempo.

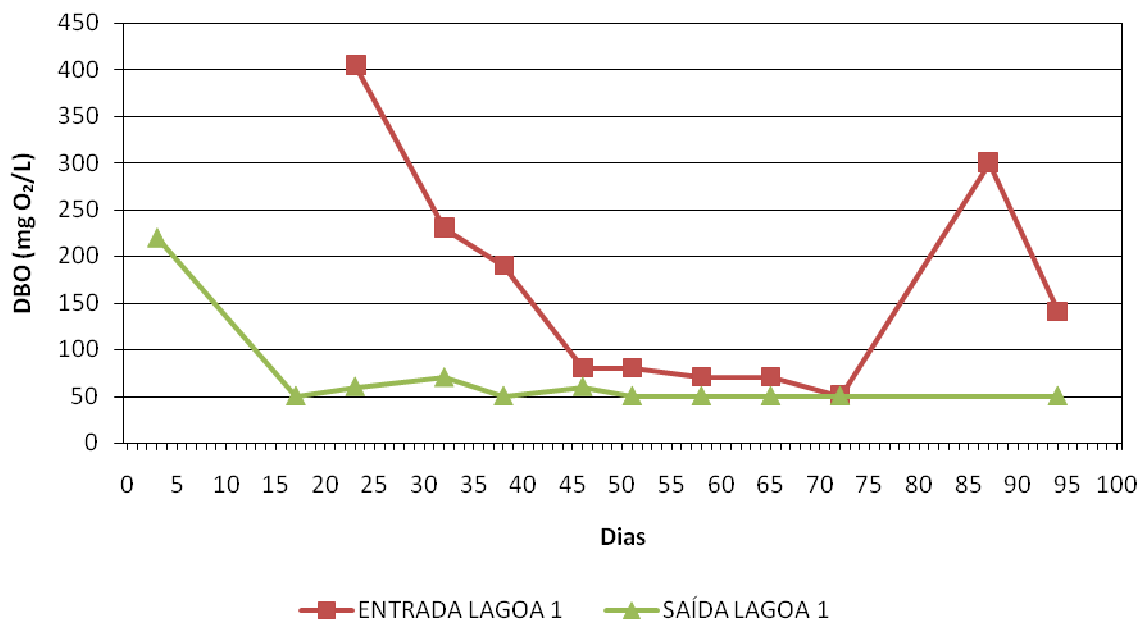


Figura 5.33 – Evolução da DBO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-1.

No sistema PC-2 a DBO média de saída foi de 75 mg/L. Do mesmo modo que no sistema PC-1, os níveis de DBO na saída do sistema se mantêm constantes, como mostra a Figura 5.34.

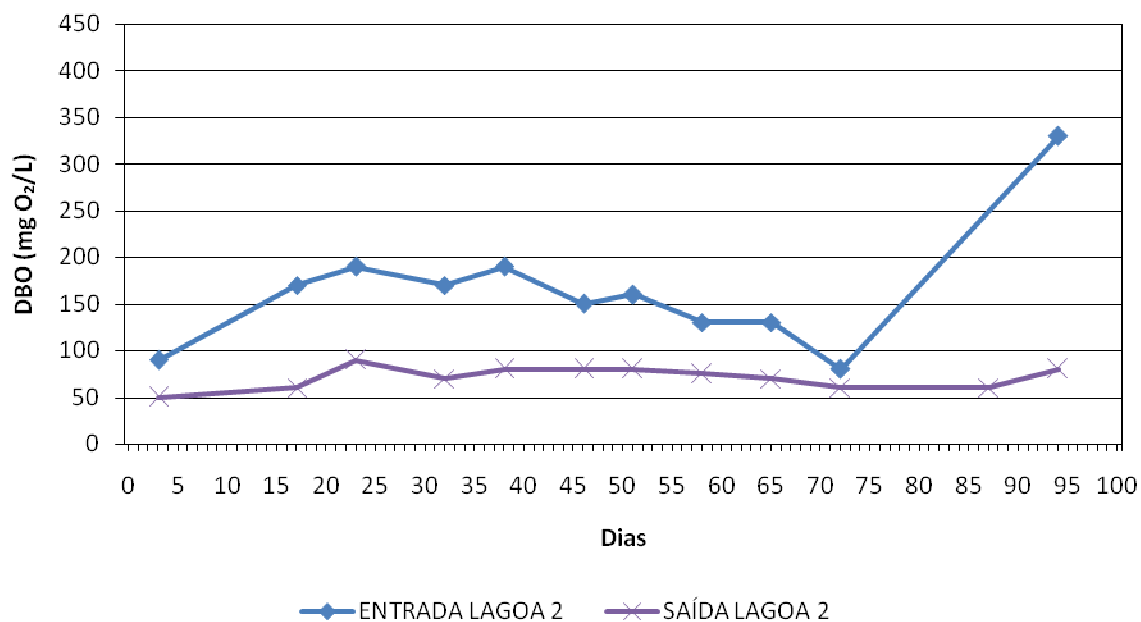


Figura 5.34 – Evolução da DBO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-2.

A Figura 5.35 mostra a evolução da DQO filtrada ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-1. Os valores de DQO filtrada na entrada e saída da lagoa caminham sobre os mesmos patamares.

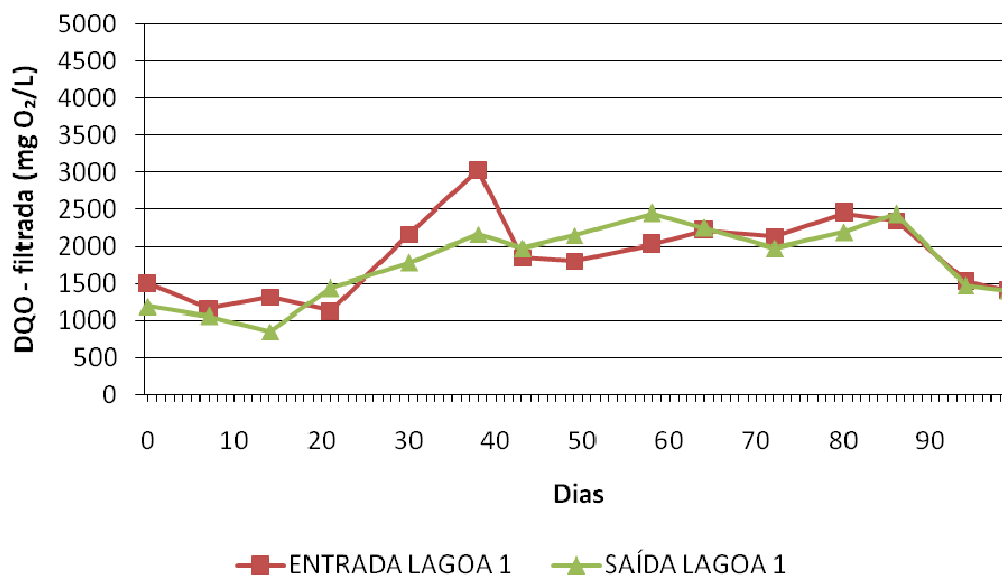


Figura 5.35 – Evolução da DQO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-1.

A Figura 5.36 mostra a evolução da DQO filtrada ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-2. Não houve grandes remoções de carga orgânica neste caso. Os dados mostram que o lixiviado utilizado neste experimento é bastante resistente à biodegradação, e mesmo o pré-tratamento não beneficiou o tratamento biológico na remoção de DQO.

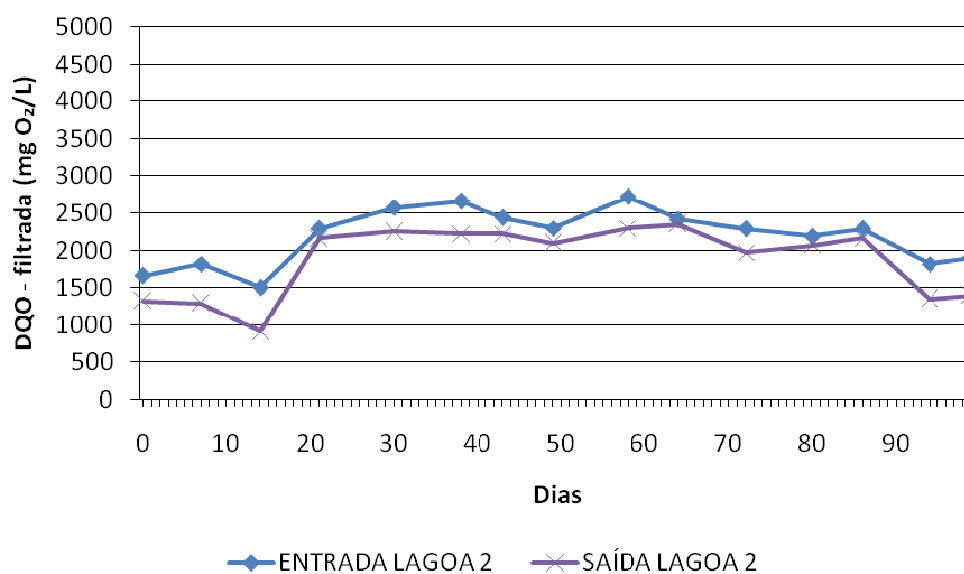


Figura 5.36 – Evolução da DQO ao longo do tempo, na entrada e na saída da lagoa aeróbia do sistema PC-2.

A Tabela 5.10 mostra as médias de DBO, DQO filtrada e não filtrada obtidas no período de 100 dias de monitoramento do sistema de alimentação contínua.

Tabela 5.10 – Valores médios de DBO, DQO filtrada e não filtrada nos sistemas PC-1 e PC-2.

<i>Parâmetro</i>	<i>Sistema</i>	
	<i>PC-1</i>	<i>PC-2</i>
<i>DBO entrada</i>	162	163
<i>DBO saída</i>	69	71
<i>% remoção DBO</i>	46%	51%
<i>DQO filtrada entrada</i>	1.872	2.192
<i>DQO filtrada saída</i>	1.786	1.873
<i>% remoção DQO filtrada</i>	15%	16%

Estes dados mostram que com o TDH de 5 dias, a biodegradação da matéria orgânica referente à DBO nas lagoas aeróbias dos sistemas PC-1 e PC-2 apresentaram desempenho similar com diferença na eficiência média de 5%. Ainda com relação à DBO, neste caso os dois sistemas apresentaram um desempenho satisfatório, removendo praticamente metade da carga orgânica, atingindo valores médios de DBO na saída de ambos os sistemas de aproximadamente 70 mg O₂/L.

Com relação à DQO, em ambos os casos a remoção foi baixa, com médias em torno de 15% ao longo do período de monitoramento do experimento.

Os resultados obtidos durante este trabalho mostram que, além das altas concentrações de N-amoniaco, o lixiviado do aterro de Londrina apresenta outras características físico-químicas que tornam sua degradação por processos biológicos limitada.

5.3.2 Sistema de lodos ativados de alimentação intermitente

Como já foi dito anteriormente, os resultados do sistema de lodos ativados em batelada obtidos neste trabalho são de caráter preliminar. A análise destes resultados foi realizada no sentido de apontar alguns caminhos para trabalhos futuros.

As Tabelas 5.11 e 5.12 apresentam a evolução da DBO e da DQO nos períodos de aeração dos experimentos PI-1 e PI-2. Como o TDH no caso do sistema operado em batelada era variável em função do processo de nitrificação, não foi possível avaliar o efeito da redução prévia de N-amoniaco da biodegradabilidade

do lixiviado, uma vez que o TDH em cada ciclo foi diferente.

Mesmo não sendo possível realizar uma avaliação mais conclusiva, pode-se observar que em ambos os casos houve remoção de DBO, mas a DQO não foi degradada. Provável reflexo da presença de compostos orgânicos complexos presentes no lixiviado utilizado nesta pesquisa.

Tabela 5.11 – Evolução da DBO nos períodos de aeração dos experimentos PI-1 e PI-2.

	<i>PI-1</i>	<i>PI-1</i>	<i>PI-2</i>
<i>Lixiviado</i>	20	140	60
<i>Licor misto – início da aeração</i>	250	550	200
<i>Licor misto – final da aeração</i>	140	100	30
<i>Sobrenadante (efluente final)</i>	60	40	20
<i>TDH</i>	4	7	11

Tabela 5.12 – Evolução da DQO nos períodos de aeração dos experimentos PI-1 e PI-2.

	<i>PI-1</i>	<i>PI-1</i>	<i>PI-2</i>
<i>Lixiviado</i>	788	1632	882
<i>Licor misto – início da aeração</i>	2444	3143	2288
<i>Licor misto – final da aeração</i>	1976	2725	2350
<i>Sobrenadante (efluente final)</i>	1632	1632	1663
<i>TDH</i>	4	7	11

6 CONCLUSÕES

Com relação à remoção parcial das concentrações de N-amoniacoal por stripping, os dados obtidos durante a pesquisa levaram às seguintes conclusões:

- No sistema de alimentação contínua (1.000L), apesar da variação da concentração de N-amoniacoal na entrada do sistema, a porcentagem de remoção tende a se estabilizar em torno da média (~30% de remoção) com TDH de 20 dias. A temperatura relativamente estável (entre 15 e 20°C) e o pH constante ao longo dos 100 dias de operação do sistema de alimentação contínua contribuíram para a estabilidade da remoção de N-amoniacoal.
- No sistema em batelada (250L), mesmo com TDH's variando entre 11 e 14 dias, a remoção de N-amoniacoal chegou a 50%. Ainda no sistema em batelada, os dados evidenciaram que ainda pode haver influência de algum outro fator, além da temperatura e do pH, que influencia na eficiência do processo, o qual não possível detectar durante os testes.
- Em ambos os casos (contínuo e batelada), houve consumo de alcalinidade em função da volatilização da amônia livre em média de 1.125mg CaCO₃/L no sistema de alimentação contínua e em torno de 1.000mg CaCO₃/L no sistema de alimentação intermitente.
- O lixiviado utilizado nesta pesquisa mostrou boas possibilidades para a aplicação do "stripping" como pré-tratamento de processo biológico, removendo uma parcela de N-amoniacoal, mantendo a alcalinidade em pelo menos 3.000 mg/L, ou seja, em condições adequadas para o posterior tratamento biológico. As altas alcalinidades restantes foram suficientes para manter o pH do lixiviado próximo às condições naturais do seu estado bruto (entre 8,0 e 8,5).

Em relação ao tratamento biológico por lagoas aeróbias de mistura completa (sistema de alimentação contínua), os dados levam às seguintes conclusões:

- Com relação à remoção biológica de nitrogênio, os dados mostram que houve a amonificação do N-orgânico, porém não houve condições que favorecessem a formação de nitritos e nitratos em nenhum dos casos. As

concentrações de nitritos e nitratos não ultrapassaram 40 e 15 mg/L respectivamente, em ambos os sistemas.

- A remoção média de N-amoniaco ao longo do tempo para os sistemas PC-1 e PC-2 foram de 130 e 242 mg/L respectivamente, ou seja, as perdas de N-amoniaco foram maiores que a formação de nitritos e nitratos em ambos os sistemas. Tal fato permite concluir que a perda de N-amoniaco por stripping prevaleceu sobre os processos de oxidação neste caso.
- Não houve grandes formações de lodo em nenhuma das lagoas aeróbias, com concentrações de SSV de até 200 mg/L. Neste caso, a redução prévia das concentrações de N-amoniaco não favoreceu o desenvolvimento de biomassa.
- Com relação à remoção de carga orgânica, a redução prévia das concentrações de N-amoniaco não causou grandes efeitos, uma vez que os sistemas PC-1 e PC-2 apresentaram resultados similares na remoção de DBO e DQO (46% e 51% para DBO; 15% e 16% para DQO respectivamente). Além das altas concentrações de N-amoniaco, o lixiviado utilizado neste trabalho apresenta outras características que o tornam resistente à biodegradação.

Com relação ao sistema de lodos ativados em batelada, em função dos prazos estabelecidos para o desenvolvimento deste trabalho, não foi possível repetir um número de bateladas que fossem suficientes para consolidar os dados. Apesar disso os resultados obtidos permitem, ainda que de forma preliminar, chegar a algumas conclusões:

- As reduções prévias de N-amoniaco de até 50% no sistema PI-1 favoreceram a oxidação completa do N-amoniaco no reator aeróbio. O consumo de alcalinidade foi menor, restando em torno de 1.000 mg CaCO_3/L , mantendo o pH elevado (entre 7,5 e 8,5).
- No sistema PI-1, a redução prévia de N-amoniaco contribuiu para manter as concentrações de amônia livre em níveis que favorecem o acúmulo de nitritos, inibindo a oxidação do nitrogênio até nitrato;
- No sistema PI-2, a oxidação de uma quantidade maior de N-amoniaco

consumiu uma quantidade grande de alcalinidade, restando em torno de 300 mg CaCO_3/L . A alcalinidade baixa provocou queda no pH de 8,3 para 7,5.

- Em função das altas concentrações de N-amoniaco no sistema PI-2, as concentrações de amônia livre atingiram níveis de inibição parcial das bactérias oxidantes de amônia. Tal fato resultou em um período de aeração maior para a obtenção do acúmulo de nitritos.
- Portanto, a redução prévia das concentrações de amônia favoreceu o sistema de lodos ativados no sentido de que reduz o consumo de alcalinidade durante a fase de nitrificação, evitando a necessidade da complementação de alcalinidade ao sistema em casos de efluentes com concentrações de N-amoniaco bastante elevadas.
- Não houve remoção dos nitritos e nitratos utilizando o próprio lixiviado como fonte de carbono, mesmo mantendo a fase anóxica durante 7 dias em ambos os sistemas. Apesar das suas altas concentrações de carga orgânica, a presença de compostos orgânicos mais complexos no lixiviado do aterro de Londrina torna inviável a sua utilização como fonte de matéria carbonácea durante a fase anóxica.
- Os testes mostraram que a utilização do etanol como fonte de carbono durante a fase anóxica é eficiente, com remoção total dos nitritos e nitratos em 40 horas no sistema PI-1 e 48 horas no sistema PI-2.
- No sistema PI-1, em função das menores concentrações de nitrito obtidas ao final dos períodos de aeração, foi necessário um volume menor de etanol a ser adicionado durante a fase anóxica que no sistema PI-2. Em sistemas de tratamento em escala real, a necessidade de uma menor quantidade de fonte de carbono em função da remoção parcial prévia de N-amoniaco pode representar uma economia significativa nos custos operacionais.
- Com relação à remoção de carga orgânica, não foi possível realizar uma avaliação criteriosa dos benefícios promovidos pelo pré-tratamento por stripping, uma vez que o TDH diferenciado em cada período de aeração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAIRD, C. Environmental chemistry. 2nd Ed. New York, W. H. Freeman, 2000.
- BAE, W.; BAEK, S.; CHUNG, J.; LEE, Y. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors. *Biodegradation* 12: 359-366, 2002.
- BLACKBURNE, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor. *Biodegradation* 2007.
- CALDERONI, S. Os bilhões perdidos no lixo. São Paulo: Humanitas, 1998.
- CAMPOS, J. L.; GARRIDO-FERNÁNDEZ, J. M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Nitrification at high ammonia loading rates in activated sludge unit. *Bioresource Technology* 68 (1999) 141-148.
- CAMPOS J. L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ, M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in a activated sludge unit. *Water Research* 36 (2002) 2555-2560.
- CIUDAD, G.; RUBILAR, O.; MUÑOZ, P.; RUIZ, G.; CHAMY, R.; VERGARA, C.; JEISON, D. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. *Process Biochemistry* 40 (2005) 1715-1719).
- D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 2.ed. IPT / CEMPRE, 2000.
- FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R.; HÜTTNER, A.; DICHTL, N. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste management xxx* (2006) xxx-xxx – ARTICLE IN PRESS.
- GOMES, L. P. Processos de monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário / Coodenador: CASTILHOS JR, A. B. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- HENZE, M.; HARREMOËS, P.; ARVIN, E.; JANSEN, J. Wastewater treatment Biological and chemical processes. Springer-Verlag Heidelberg 1997.
- IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. *Biochemical Engineering Journal* 31 (2006) 118-124.
- ILIES, P.; MAVINIC, D. S. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification of a high ammonia landfill leachate. *Water Research* Vol. 35, No. 8, pp. 2065-2072, 2001.
- KACZOREK, K.; LEDAKOWICZ, S. Kinetics of nitrogen removal from sanitary landfill leachate. *Bioprocess Biosyst Eng* (2006).

KANG, K.; SHIN, H. S., PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill ages and its implications. *Water Research* 36 (2002) 4023-4032.

KIM, D.; LEE, D.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology* 97 (2006) 459-468.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. *Environment International*, Vol. 25, No. 8, pp. 961-968, 1999.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X.D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management* 19 (1999) 409-415.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. Brock biology of microorganisms. 8^a ed. New Jersey, Prentice Hall, 1997.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: Treatment Disposal Reuse. Revisão de George Tchobanoglous e Franklin Burton. 3. Ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

PAMBRUN, V.; PAUL, E.; SPÉRANDIO, M. Control and modelling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor. *Chemical Engineering and Processing* xxx (2007) xxx-xxx – ARTICLE IN PRESS.

PEREIRA NETO, J. T. Quanto vale nosso lixo. IEF / UNICEF, 1999.

REINHART, D. A review of recent studies on the sources of hazardous compounds emitted from solid waste landfills: a U.S. experience. *Waste Management & Research* (1993) 11, 257-268.

RENOU, S.; GIVAUDAN J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150 (2008) 468-493.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research* 37 (2003) 1371-1377.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews* 27 (2003) 481-492.

SEDLAK, R. L. Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice – 2nd ed. 1991.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 1997.

VON SPERLING, M. Lodos ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 1997.

WISZNIOWSKI, J. *et al.* Landfill leachate treatment methods: a review. *Environ. Chem. Lett* (2006) 4:51-61.

WANG, X.; MA, Y.; PENG, Y.; WANG, S. Short-cut nitrification of domestic wastewater in a pilot-scale A/O nitrogen removal plant. *Bioprocess Biosyst Eng* (2007) 30; 91-97.

ZEPEDA, F. (ed.). *Guia para el deseno, construccion y operacion de rellenos sanitarios manuales*. Serie Técnica n.28, OPS/OMS, Washington, 214p, 1991.

ANEXO A – Fotos dos pilotos construídos no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual de Londrina.



Vista geral dos pilotos.



Tanque de stripping (1.000L).



Tanque de aeração e decantador do sistema 1.



Tanque de aeração e decantador do sistema 2.



Tanque de acumulação de lixiviado bruto.

ANEXO B – Resultados das análises de laboratório durante a condução dos experimentos.

ANEXO B.1 – Resultados do teste de stripping em bancada (experimento B-1).

Dias	pH	Alcalinidade	NKT	N-amon	Nitrito	Nitrato	Temp	% remoção
0	8,15	5100	1055	950	0	0	35	0,00%
1								
2	8,17	4757	955	850	0	0	34	10,53%
3								
4								
5	8,25	4103						
6								
7	8,23	3692	713	610	0	0	34	35,79%
8								
9								
10								
11								
12								
13	8,07	2430	470	408	0	0	28	57,05%
14								
15	8,08	2123	426	348	0	0	30	63,37%
16								
17								
18								
19								
20	7,9	1145	273	196	0	0	31	79,37%

ANEXO B.3 – Resultados do teste de stripping em batelada no tanque de 1.000L (experimento ST-1).

Dias	pH	Alcalinidade	NKT	N-amon	N-orgânico	Nitrito	Nitrato	Temp
0	8,13	5316	1163	667	496	0	5,1	21
1								
2								
3	8,27	5327						
4						0	7	17
5								
6						0,2	5,8	18
7	8,16	4870	1113	519	594			20
8								
9								
10	8,21	4506				0,1	3,9	23
11								
12								
13								
14	8,13	4205	793	410	383	0,1	6,4	24
15								
16								
17								
18								
19	8,2	3922	615	315	300	0,1	8,9	22

ANEXO B.4 – Resultados dos testes de stripping em batelada no tanque de 250L (experimento PC-1).

Dias	NKT	N-amon	%rem NH3	Nitrito	Nitrato	Temp	pH	Alcalinidade
0	491	469	0,0%	0	2	22,6	8,45	3827
1	450	422	10,0%	0	0		8,63	3363
2				0	4	19,5	8,34	3255
3	420	412	12,2%	0	4	21,1	8,52	2920
4				0	2			
5						19		
6								
7	391	332	29,2%	0	5		8,62	2805
8	344	280	40,3%			22	8,58	2950
9							8,53	2888
10	294	257	45,2%			22,4	8,48	2786
11	287	232	50,5%	0	0	23,4	8,24	2742
0	473	452	0,0%	0	0	21,1	8,37	3301
1								
2								
3	401	394	12,8%	0	3	19	8,67	3087
4	390	382	15,4%				8,63	3130
5						22	8,56	3328
6						22,4	8,57	2967
7				0	0	23,4		
8								
9								
10		373	17,4%	0	6	26,3	8,41	2698
11	380	370	18,1%	0	5		8,5	2696
12		347	23,2%	0	5	29,4	8,43	2560
13	350	332	26,5%			23	8,16	2557
14	315	288	36,2%	0	5	22,5	8,39	2392

Continuação de N-amoniaco (mg N-NH₃/L):

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Saída	%rem	Entrada	Saída	%rem		Entrada	Saída	%rem	Entrada	Saída	%rem
51	945	783	17,1%	1282	1071	16,5%	76						
52							77						
53							78						
54							79						
55							80						
56							81	958	753	21,4%	1127	1005	10,8%
57							82						
58	886	732	17,4%	1274	1033	18,9%	83						
59							84	872	912		980	974	0,6%
60							85						
61							86						
62							87						
63	910	765	15,9%	1299	984	24,2%	88	534	495	7,3%	725	447	38,3%
64							89						
65		775		1308	1040	20,5%	90						
66							91	454	450	0,9%	569	419	26,4%
67							92						
68							93						
69							94						
70	928	701	24,5%	1301	1049	19,4%	95	418	406	2,9%	600	409	31,8%
71							96						
72							97						
73							98	404	375	7,2%	577	396	31,4%
74							99						
75							100						

Continuação de NKT (mg N-NH₃/L):

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Saída	%rem	Entrada	Saída	%rem		Entrada	Saída	%rem	Entrada	Saída	%rem
51							76						
52	1139	905	20,5%	1666	1183	29,0%	77						
53							78						
54							79						
55							80	1127	919	18,5%	1413	1106	21,7%
56							81						
57							82						
58	1090	858	21,3%	1410	1140	19,1%	83						
59							84						
60							85	981	878	10,5%	1041	913	12,3%
61							86						
62							87						
63							88						
64							89						
65	1057	869	17,8%	1417	1057	25,4%	90						
66							91						
67							92						
68							93						
69							94	775	726	6,3%	642	731	
70							95						
71							96						
72							97						
73							98						
74							99						
75							100						

Continuação de Nitrito (mg N-NO₂⁻/L):

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída		Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída
51	0,2	14,2	7,6	0	0	0,2	76						
52							77						
53							78	2,9	24,8	23,1	0	10	8,3
54							79						
55							80						
56							81						
57	2,7	14,4	8,9	0	0	0	82						
58							83						
59							84						
60	0	29,5	20,2	0	0	0,1	85						
61							86						
62							87						
63							88	0	0	0	0,1	9,6	2,7
64	0	30,2	22,3	0	0	0	89						
65							90						
66	0	23,2	17	0	0	0	91						
67							92						
68							93						
69							94	0	0	0	0,1	38	31,9
70							95						
71							96						
72	2,5	39,8	26,3	0	10,2	2,5	97						
73							98						
74							99	0	0	0	0	17,3	14,4
75							100						

Continuação de Nitrato (mg N-NO₃⁻/L):

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída		Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída
51							76						
52	2	5,8	3,9	2,6	4,5	2	77						
53							78	19,5	10,8	10,8	9,5	12	12
54							79						
55							80						
56							81						
57	2	6,4	6,4	0,8	1,4	2,6	82						
58							83						
59							84						
60	8,9	14,5	8,9	7	9,5	8,3	85						
61							86						
62							87						
63							88	5,1	5,1	5,1	3,9	7	6,4
64	2,6	9,5	6,4	2,6	12	8,3	89						
65							90						
66	5,1	9,5	13,3	3,9	5,8	5,8	91						
67							92						
68							93						
69							94	3,3	3,9	5,1	3,3	13,9	10,8
70							95						
71							96						
72							97						
73							98						
74							99	7,6	3,9	5,1	3,9	9,5	5,1
75							100						

Continuação de Alcalinidade (mg CaCO₃/L):

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída		Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída
51	4638	4313	4471	5986	5051	5185	76						
52							77	5105	4623	4534	6030	5387	5289
53	4958	4473	5346	6134	4405	5367	78	5315	4763	5700	6349	5515	5416
54							79						
55							80	4892	4390	4442	5541	4987	5062
56							81	5207	4642	4594	5387	5066	5203
57							82						
58	4957	4356	4613	6140	5229	5202	83						
59							84	4289	4180	4585	4551	4162	4690
60	5176	4361	4322	6043	5320	5078	85	4575	4351	4400	4689	4007	4239
61							86						
62							87						
63	5235	4540	4507	6385	4767	4704	88	4485	4277	4390	4792	3890	4308
64							89						
65	4909	4460	4380	6193	5192	5177	90						
66							91	4386	4274	4193	4977	3894	3979
67							92						
68							93	4124	3979	4073	4899	3843	3815
69							94	4157	4002	4014	4849	3689	3814
70	4927	4138	4121	6120	5212	5079	95	4205	3957	3907	4834	3788	3777
71	4665	4421	4226	6177	5216	5172	96						
72							97						
73	4980	4412	4297	6144	5098	5144	98	4062	3865	3926	4795	3929	3909
74							99						
75							100						

Continuação de pH:

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída		Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída
51	8,31	8,51	8,48	8,3	8,46	8,42	76						
52							77	8,38	8,42	8,76	8,44	8,3	8,69
53	8,36	8,72	8,59	8,35	8,67	8,57	78	8,42	8,86	8,78	8,49	8,77	8,74
54							79						
55							80	8,3	8,63	8,57	8,32	8,57	8,51
56							81	8,21	8,61	8,57	8,18	8,55	8,52
57							82						
58	8,1	8,34	8,32	8,05	8,24	8,19	83						
59							84	8,27	8,53	8,54	8,18	8,51	8,49
60	8,34	8,63	8,59	8,32	8,53	8,49	85	8,04	8,4	8,39	8,1	8,38	8,37
61							86						
62							87						
63	8,3	8,6	8,56	8,25	8,5	8,46	88	8,4	8,52	8,53	8,32	8,56	8,56
64							89						
65	8,41	8,71	8,64	8,41	8,61	8,61	90						
66							91	8,43	8,61	8,59	8,35	8,6	8,6
67							92						
68							93	8,45	8,66	8,64	8,31	8,65	8,62
69							94	8,45	8,65	8,62	8,36	8,61	8,59
70	8,38	8,64	8,6	8,37	8,56	8,52	95	8,28	8,53	8,52	8,22	8,47	8,5
71	8,57	8,82	8,81	8,6	8,82	8,78	96						
72							97						
73	8,59	8,86	8,8	8,51	8,83	8,74	98	8,34	8,57	8,56	8,28	8,55	8,5
74							99						
75							100						

Continuação de SSV (mg/L):

Dias	PC-1			PC-2			Dias	PC-1			PC-2		
	Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída		Entrada	Lagoa	Saída	Entrada	Lagoa	Saída
51							76						
52							77	890	117	103	54	155	99
53							78						
54							79						
55							80						
56							81						
57	880	118	57	26	127	100	82						
58							83						
59							84	109	128	96	92	167	121
60							85						
61							86						
62							87						
63	1450	132	82	25	139	110	88						
64							89						
65							90						
66							91	122	96	92	168	176	146
67							92						
68							93						
69							94						
70							95						
71	1880	176	130	40		100	96						
72							97						
73							98						
74							99	280	73	67	204	130	111
75							100						

ANEXO B.6 – Resultados do tratamento por lodos ativados de alimentação intermitente.

Resultados do período de aeração no sistema PI-1 (com remoção prévia por stripping):

Dias	NKT	N-amon.	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	Alcalinidade
0	233	142	9,9	0	44	8,19	2578
1	133	89	7,7	20	59	8,37	1885
2	103	68	2,7	77	19	8,03	770
3				153	34	8,11	1137
4	20	9	1,3	204	4	8,59	808
0	211	157	19,0	30	4	8,5	1916
1							
2							
3	107	86	10,3	131	24	8,56	1308
4	79	68	5,8			8,37	1201
5		37	2,4			8,17	965
6	89	6	0,4			8,14	692
7	90	0	0,0	247	34	8,4	679

Resultados do período de aeração no sistema PI-2 (sem remoção prévia por stripping):

Dias	NKT	N-amon.	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	Alcalinidade
0	388	325	31,9	36	10	8,35	2902
1	291	274	27,3	74	94	8,44	2480
2	301	224	11,4	78	27	8,14	2043
3	207	175	16,7	142	23	8,42	1821
4				167	2	8,44	1607
5							
6							
7	137	105	8,3	256	44	8,36	1083
8	89	79	5,1			8,17	864
9						8,03	741
10	70	51	1,3			7,74	493
11	50	30	0,4	392	67	7,45	279

Resultados da fase anóxica (desnitritação), sem adição de fonte externa de carbono, nos sistemas PI-1 e PI-2:

DIAS	PI-1			PI-2		
	N-amon.	Nitrato	Nitrito	N-amon.	Nitrato	Nitrito
0	174	165	136	370	127	234
1						267
2	139	40	120	340		266
3	155	2	132	167	65	269
4						
5	129	2	123	256	52	237
6				244	40	209
7	131	13	93	239	115	233

Resultados da desnitrificação com adição de etanol em bancada:

Horas	PI-1		
	DQO	Nitrito	Nitrato
0	3375	240	36
17	3025	250	36
24	3713	187	46
41	2463	0	4

Horas	PI-2		
	DQO	Nitrito	Nitrato
0	4150	125	24
17	4150	123	
19	4150	125	
22		127	
24	4150		
25		118	
41	3650	0	5

Resultados do teste com adição de etanol nos experimentos PI-1 e PI-2:

Horas	PI-1		
	DQO	Nitrito	Nitrato
0	3575	122	58
9	3325	103	33
11	3262	90	33
14	2950	90	25
16	2762	73	18
41	1950	0	0

Horas	PI-2		
	DQO	Nitrito	Nitrato
0	3400	263	58
17	3400	239	49
19	3150	271	38
22	2912	240	28
25	2900	179	34
41	2650	52	30
43	2650	17	22
46		0	5
48	2150	0	4