

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA**

FABIANA BASSANI

**MONITORAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO CONTROLADO DE
MARINGÁ, PARANÁ, E AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE COM
COAGULANTES NATURAIS, RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA (UV) E
OZÔNIO**

MARINGÁ

2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

FABIANA BASSANI

**MONITORAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO CONTROLADO DE
MARINGÁ, PARANÁ, E AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE COM
COAGULANTES NATURAIS, RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA (UV) E
OZÔNIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Urbana.

Orientador: Prof. Dra. Célia Regina Granhen Tavares

MARINGÁ

2010

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

B317m Bassani, Fabiana
Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio / Fabiana Bassani. -- Maringá, 2010.
127 f. : il. color.

Orientador : Prof^a. Dr^a. Célia Regina Granhen Tavares.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, 2010.

1. Lixiviado - Monitoramento - Aterro - Maringá, Paraná. 2. Lixiviado - Tratabilidade - Avaliação. 3. Lixiviado - Coagulantes naturais - Tratamento. 4. Lixiviado - Radiação ultravioleta (UV) - Tratamento. 5. Lixiviado - Ozonização - Tratamento. I. Tavares, Célia Regina Granhen, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. III. Título.

CDD 21.ed. 628.32

FABIANA BASSANI

MONITORAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO CONTROLADO
DE MARINGÁ, PARANÁ, E AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE
COM COAGULANTES NATURAIS, RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA
(UV) E OZÔNIO

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Maringá, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, na área de concentração Infra-estrutura e Sistemas Urbanos, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 19 de março de 2010.


Prof. Dr. **Carlos de Barros Junior**


Prof.^a. Dr.^a. **Lucila Akiko Nagashima**


Prof.^a. Dr.^a. **Célia Regina Granhen Tavares**
(Orientadora)

AGRADECIMENTOS

A Deus. Palavras são inábeis ao tentar exprimir o profundo e sincero agradecimento por dar sentido à minha vida.

À minha família. Meus pais: Antonio e Domingas, pelo amor, apoio e confiança durante todos esses anos da minha vida; meus irmãos: Douglas, Marcia e Marcelo, meu sobrinho Gabriel e cunhada Cléria, pelo respeito e consideração.

À Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química e Engenharia Urbana, professores e funcionários.

À professora: Célia Regina, pela competência e contribuição quando na orientação deste trabalho.

Aos colegas de mestrado, do Laboratório de Controle e Poluição Ambiental e aos grandes amigos de conversa, reflexão, festa e oração, que contribuíram de maneira singular em todo o período de realização do mestrado; muito obrigada a todos!

À CAPES, pelo financiamento à pesquisa.

“Se alguém dentre vós se julga sábio segundo os critérios deste mundo, torne-se louco para chegar a ser sábio; pois a sabedoria deste mundo é loucura diante de Deus.”

1 Coríntios 3, 18-19.

RESUMO

O presente estudo visa monitorar o lixiviado bruto e o tratado pelo sistema de lagoas existente no aterro controlado de Maringá. Além disso, essa pesquisa pretende avaliar a tratabilidade do efluente bruto a partir dos processos de: coagulação/floculação com tanino vegetal e *Moringa oleifera*; radiação ultravioleta (UV); processo combinado coagulação/floculação/radiação UV e; ozonização. Os parâmetros físicos e químicos do lixiviado foram acompanhados nas etapas de monitoramento e tratabilidade do mesmo. De acordo com os resultados do monitoramento das características físico-químicas, pode-se considerar que o lixiviado bruto é recalcitrante e, possivelmente por esse motivo, as lagoas existentes não são eficientes para enquadrá-lo nos padrões de lançamento. Nos testes de tratabilidade por coagulação/floculação com uso de coagulantes naturais, não se obtiveram resultados positivos no tocante à remoção de DQO; os melhores resultados de remoção para cor e turbidez se deram com o uso de Tanfloc SL, em pH 7,6. O processo foto-irradiado respondeu de maneira positiva para remoção dos parâmetros investigados: DQO, cor e turbidez, mas não foi suficiente para que os mesmos se enquadrassem nos padrões das normas vigentes. Quando se testou o processo combinado coagulação/floculação/radiação UV, verificou-se que o efluente melhorou suas características, em relação às condições iniciais; as percentagens de remoção obtidas foram de: 81, 100 e 9% para Cor aparente, Turbidez e DQO, respectivamente. Nos testes de ozonização, foram obtidos resultados promissores para remoção de Cor aparente (83%), Turbidez (55%), DQO (69%) e Cloreto (80%). A presente investigação evidencia a complexidade do lixiviado gerado no aterro controlado de Maringá, bem como a dificuldade de tratamento deste efluente. Os resultados obtidos nos testes de tratabilidade, apesar de preliminares, demonstraram a potencialidade de todos os processos testados, devendo-se, no entanto, buscar otimização dos mesmos para que se alcance maior eficiência.

Palavras-chave: lixiviado, coagulação/floculação, radiação ultravioleta (UV), ozonização

ABSTRACT

The present study aims to monitor both raw and treated leachate by the system of ponds in the controlled landfill site of Maringá. Moreover, this research is intended to evaluate the treatability of the raw effluent from the processes of: coagulation / flocculation with natural tannins and *Moringa oleifera*, uv radiation, the combined coagulation / flocculation / UV radiation and ozonization. The leachate's physical and chemical parameters were followed in its monitoring and treatability. It can be assumed, according to the outcome of this monitoring, that the raw leachate is recalcitrant and possibly for that reason, the existing ponds are not efficient to fit it in the discharge standards. Positive results have not occurred when it comes to the removal of COD. In tests of treatability by coagulation / flocculation with the use of natural coagulants, the best results for color removal and turbidity were acquired using TANFLOC SL at pH 7.6. The photolysis process responded positively to the removal of the investigated parameters: COD, color and turbidity, however, it was not enough to make them comply with the current rules. When the combined coagulation / flocculation / UV radiation was tested, it was found that the effluent had improved characteristics compared to the initial conditions, the removal percentages obtained were: 81, 100 and 9% for apparent color, turbidity and COD respectively. Promising results were obtained in the removal of apparent color (83%), Turbidity (55%), COD (69%) and chloride (80%) in the ozonization tests. This research highlights the complexity of the leachate developed in the landfill of Maringá, and the difficulty in the effluent treatment. The results obtained in the treatability tests, although preliminary, demonstrated the potentiality of all tested processes, however, they must be optimized in order to achieve more efficiency.

Key-words: Leachate, coagulation / flocculation, UV radiation, Ozonization

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Distribuição percentual dos pontos de destinação final dos resíduos sólidos.....	4
Figura 2.2: Aterro Sanitário.	7
Figura 2.3: Esquema básico de um gerador de ozônio.	36
Figura 2.4: Ilustração do espectro eletromagnético da radiação ultravioleta.....	38
Figura 2.5: <i>Acacia mearnsii</i> de Wild.	43
Figura 2.6: <i>Moringa Oleifera</i>	45
Figura 2.7: Sementes da <i>Moringa oleifera</i>	45
Figura 3.1: Localização da área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Maringá/PR.	49
Figura 3.2: Vista superior da área do aterro de Maringá/PR.	50
Figura 4.1: Croqui representativo dos pontos de coleta de lixiviado do aterro de Maringá/PR.	52
Figura 4.2: Pontos de coleta das amostras de lixiviado nas lagoas de tratamento do aterro controlado de Maringá. 4.2A: Ponto 1 (1ª lagoa); 4.2B: Ponto 2 (2ª lagoa); 4.2C: Ponto 3 (3ª lagoa); 4.2D: Ponto 4 (entrada da 4ª lagoa); 4.2E e 4.2F: Ponto 5 (4ª lagoa).	53
Figura 4.3: Fluxograma do procedimento experimental para tratabilidade do lixiviado.	57
Figura 4.4: Equipamento <i>Jar test</i> utilizado nos ensaios de coagulação/floculação. ...	57
Figura 4.5: Representação simplificada do sistema de tratamento a partir de radiação ultravioleta.....	60
Figura 4.6: Representação simplificada do sistema de tratamento a partir de ozônio.	63
Figura 4.7: Produção de ozônio do equipamento usado por vazão de oxigênio.	65
Figura 5.1: Variação do nível de precipitação pluviométrica no período de outubro/08 a abril/09, para a cidade de Maringá/PR.	68
Figura 5.2: Variação da vazão nos Pontos 1 e 3 das lagoas de estabilização do lixiviado.	69
Figura 5.3: Variação temporal da temperatura nas amostras de lixiviado.....	70
Figura 5.4: Variação temporal do pH nas amostras de lixiviado.....	71
Figura 5.5: Variação temporal de turbidez (FAU) nas amostras de lixiviado.....	73
Figura 5.6: Variação temporal de cor aparente nas amostras de lixiviado.	74

Figura 5.7: Lixiviado coletado em abril/2009 nas lagoas de estabilização do aterro de Maringá/PR.	75
Figura 5.8: Variação temporal de sólidos suspensos totais nas amostras de lixiviado.	76
Figura 5.9: Variação temporal de sólidos dissolvidos totais nas amostras de lixiviado.	76
Figura 5.10: Variação temporal de alcalinidade total nas amostras de lixiviado.	78
Figura 5.11: Variação temporal de N-amoniaco para as amostras de lixiviado.	80
Figura 5.12: Variação temporal de Nitrito nas amostras de lixiviado.	80
Figura 5.13: Variação temporal de Nitrato nas amostras de lixiviado.	81
Figura 5.14: Variação temporal de Fósforo total nas amostras de lixiviado.	82
Figura 5.15: Variação temporal de oxigênio dissolvido nas amostras de lixiviado. ...	84
Figura 5.16: Variação temporal de demanda bioquímica de oxigênio nas amostras de lixiviado.	85
Figura 5.17: Variação temporal de demanda química de oxigênio nas amostras de lixiviado.	87
Figura 5.18: Relação DBO ₅ /DQO para o lixiviado bruto e tratado.	89
Figura 5.19: Cor aparente para o lixiviado sem e com adição de diferentes dosagens de Tanfloc SL, Tanfloc SG e Moringa.	91
Figura 5.20: Lixiviado bruto e tratado com Tanfloc SL, dosagem de 30 mL.L ⁻¹	91
Figura 5.21: Cor obtida com uso de Tanfloc SG nas dosagens: 50, 100 e 150 mL/L.	91
Figura 5.22: Valores de turbidez para os diferentes coagulantes e suas respectivas dosagens.	93
Figura 5.23: Valores DQO obtidos nos ensaios de tratamento com coagulação/floculação.	94
Figura 5.24: Cor aparente para os ensaios com Tanfloc SL, dosagens de 30, 50 e 100mL.L ⁻¹ , em pH 7,6 e pH 5,0.	96
Figura 5.25: Turbidez para os ensaios com Tanfloc SL, dosagens de 30, 50 e 100mL.L ⁻¹ , em pH 7,6 e pH 5,0.	96
Figura 5.26: DQO para os ensaios com Tanfloc SL, dosagens de 30, 50 e 100mL.L ⁻¹ , em pH 7,6 e pH 5,0.	97
Figura 5.27: Variação da cor aparente para as vazões de 50, 100 e 200 mL/min. ao longo do tempo.	99
Figura 5.28: Variação da turbidez para as vazões de 50, 100 e 200 mL/min. ao longo do tempo.	99

Figura 5.29: Variação da DQO para as vazões de 50, 100 e 200 mL/min. ao longo do tempo.	99
Figura 5.30: Variação da Cor aparente em função do tempo para processo combinado de coagulação/floculação + Radiação UV, com vazão de 50mL/min..	103
Figura 5.31: Variação da Turbidez em função do tempo para processo combinado de coagulação/floculação + Radiação UV, com vazão de 50mL/min.....	103
Figura 5.32: Variação da DQO em função do tempo para processo combinado de coagulação/floculação + Radiação UV, com vazão de 50mL/min.....	103
Figura 5.33: Evolução da Cor aparente durante o processo de ozonização.	106
Figura 5.34: Evolução da Turbidez durante o processo de ozonização.	106
Figura 5.35: Evolução da DQO durante o processo de ozonização.....	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Comparação da composição dos lixiviados com idades diferentes, de aterros sanitários situados no Canadá.....	15
Tabela 2.2: Composição do lixiviado de aterros sanitários, valores em faixa.	19
Tabela 2.3: Faixa de variação da composição de lixiviados do Brasil.....	20
Tabela 2.4: Propriedades físicas da molécula de ozônio.	35
Tabela 2.5: Tratamento por coagulação/floculação com uso de tanino para diversos efluentes.....	44
Tabela 4.1: Características específicas dos coagulantes Tanfloc SL e Tanfloc SG à base de tanino.....	58
Tabela 4.2: Dosagem de solução dos coagulantes testados.	59
Tabela 4.3:Dose de ozônio aplicada no efluente em função do tempo.	66
Tabela 5.1: Variação das características físico-químicas do lixiviado bruto do aterro controlado de Maringá, Paraná, e do lixiviado após a última lagoa.	89
Tabela 5.2: Características do lixiviado bruto, tratado no aterro e tratado com ozônio.	107
Tabela 5.3: Características do lixiviado após os diversos processos de tratamento.	109

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
Cl	Cloreto
cm ³	centímetro cúbico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
g	grama
H ₂ O	água
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
I ₂	Iodo
h	hora
HCl	ácido clorídrico
kg	quilograma
KI	Iodeto de potássio
L	Litro
mg	miligrama
min.	minuto
mL	mililitro
mm	milímetro
m ³	metro cúbico
nm	nanômetro
N	Nitrogênio
N-amoniacal	Nitrogênio amoniacal
NaOH	Hidróxido de Sódio
NH ₃	amônia gasosa
NH ₄	íon amônio
No	Número
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato

N-orgânico	Nitrogênio orgânico
OD	Oxigênio Dissolvido
•OH	radical hidroxilo
O ₂	Oxigênio molecular
O ₃	Ozônio
°C	Graus Celsius
P	Fósforo
pH	potencial hidrogeniônico
rpm	rotações por minuto
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
s	segundo
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
T	Temperatura
TiO ₂	Dióxido de Titânio
UV	Ultravioleta
W	Watt

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	1
2	REVISÃO TEÓRICA	4
2.1	SITUAÇÃO DA DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) NO BRASIL E ESTADO DO PARANÁ	4
2.2	TÉCNICAS DE DISPOSIÇÃO DOS RSU	5
2.3	PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO DOS RSU EM UM ATERRO.....	7
2.4	O LIXIVIADO – DEFINIÇÃO	10
2.5	PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DO LIXIVIADO	11
2.6	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO.....	12
2.7	CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO LIXIVIADO	15
2.8	RECALCITRÂNCIA.....	21
2.9	SISTEMAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO	22
2.9.1	Sistemas Fundamentados em Processos biológicos	26
2.9.1.1	Recirculação	26
2.9.1.2	Processos biológicos aeróbios.....	27
2.9.1.3	Processos biológicos anaeróbios.....	28
2.9.1.4	Processos biológicos facultativos.....	29
2.9.1.5	Banhados construídos ou <i>wetlands</i>	30
2.9.2	Sistemas de Tratamento Fundamentados em Métodos Físicos e Físico-químicos	31
2.9.2.1	Adsorção com carvão ativado	31
2.9.2.2	Processos de separação com membranas	32
2.9.2.3	Remoção de amônia por aeração mecânica.....	32
2.9.2.4	Oxidação Química.....	33

2.9.2.5	Ozonização	34
2.9.2.6	Fotólise – Radiação Ultravioleta (UV)	37
2.9.2.7	Coagulação/floculação/sedimentação.....	40
2.9.2.7.1	Coagulantes Naturais	41
2.10	CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO	46
2.11	PADRÕES DE LANÇAMENTO.....	47
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	48
4	METODOLOGIA	52
4.1	PONTOS DE COLETA.....	52
4.2	PARÂMETROS AVALIADOS E MÉTODOS DE ANÁLISES.....	54
4.3	TRATAMENTO DO LIXIVIADO	56
4.3.1	Tratamento 1: Processo de Coagulação/Floculação.....	57
4.3.2	Tratamento 2: Radiação Ultravioleta – UV.....	60
4.3.3	Tratamento 3: Coagulação/floculação + Radiação UV	61
4.3.4	Tratamento 4: Ozonização	62
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1	MONITORAMENTO.....	67
5.1.1	Precipitação Pluviométrica.....	67
5.1.2	Caracterização do lixiviado das lagoas de estabilização do aterro controlado.....	68
5.1.2.1	Vazão.....	68
5.1.2.2	Temperatura.....	70
5.1.2.3	Potencial Hidrogeniônico – pH.....	71
5.1.2.4	Turbidez (FAU).....	73
5.1.2.5	Cor aparente	73
5.1.2.6	Sólidos Totais Suspensos e Dissolvidos	75

5.1.2.7	Alcalinidade total	77
5.1.2.8	Série de Nitrogênio	79
5.1.2.9	Fósforo total	82
5.1.2.10	Oxigênio Dissolvido – OD.....	83
5.1.2.11	Demanda de Oxigênio.....	84
5.2	TRATAMENTO DO LIXIVIADO	90
5.2.1	Tratamento 1: Coagulação/floculação	90
5.2.2	Tratamento 2: Radiação Ultravioleta.....	98
5.2.3	Tratamento 3: Coagulação/floculação + Radiação UV	102
5.2.4	Tratamento 4: Ozonização	105
5.2.5	Considerações sobre os tratamentos realizados	108
6	CONCLUSÕES.....	110
7	SUGESTÕES.....	112
8	REFERÊNCIAS	113

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

O ambiente tem sofrido prejuízos devido às formas inadequadas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU). Isso decorre, dentre outros fatores, do mau gerenciamento dos subprodutos gerados no processo de decomposição desses resíduos, que saem na forma de gases e líquidos – este último denominado lixiviado. O lixiviado é uma água residuária com alto poder de poluição, que pode percolar no solo e atingir águas subterrâneas ou lixiviar e alcançar recursos hídricos superficiais e comprometer a sanidade ambiental. Este líquido apresenta cor escura, odor desagradável, alta carga orgânica e inorgânica, além de composição química e microbiológica complexa (KJELDSEN, *et al.* 2002).

Para que se tenha o devido controle desse efluente, torna-se necessário monitorá-lo e tratá-lo de tal maneira a facilitar sua assimilação pelo ambiente.

Diversas tecnologias de tratamento isoladas ou combinadas têm sido adotadas para tornar o lixiviado menos agressivo ao meio. Dentre elas, pode-se mencionar o processo de coagulação/floculação que objetiva a remoção de impurezas em suspensão e/ou dissolvidas. Em meio aos coagulantes mais usados para tratamento de água ou efluentes, destacam-se cloreto férrico e sulfato de alumínio, que, no entanto, apresentam alguns inconvenientes provenientes do lodo gerado, que é inorgânico e de difícil manuseio. Para isso, o uso de coagulantes naturais – por serem de natureza orgânica – é uma alternativa ao uso dos coagulantes químicos.

Os coagulantes naturais – assim como os químicos – também têm capacidade de adsorver as partículas ao seu redor. A principal vantagem deste em relação ao primeiro é a biodegradabilidade do lodo formado.

Aplicações dos coagulantes naturais são mais comuns para tratamento de água. Para efluentes domésticos e industriais é de uso ainda promissor, embora haja uma série de estudos que testam seu potencial de tratabilidade. Alguns exemplos de coagulantes naturais são: tanino, moringa, quitosana, quiabo, casca de banana, dentre outros.

O coagulante tanino é uma solução que pode ser extraída de diversas partes do vegetal, como casca, madeira, frutos e sementes. Já fora testado por Nagashima

(2009) no tratamento de lixiviado de aterro, cujos resultados, para redução de DQO, cor e turbidez, foram bastante promissores.

A moringa (*Moringa oleifera*) é uma planta que possui diversas finalidades. Segundo Davino (1976), esta possui uma proteína que estimula o mecanismo de coagulação/floculação em soluções aquosas. O uso das sementes de moringa como agente coagulante é mais comum para clarificação de água para consumo humano, principalmente na região Nordeste do Brasil (BEZERRA *et al.*, 2004). Para tratamento de águas residuárias, seu emprego é ainda recente, com casos de sucessos já relatados na literatura.

Outro procedimento para tratamento de lixiviado – este de cunho avançado – é o emprego de radiação ultravioleta (UV). O processo, denominado fotólise, baseia-se simplesmente na emissão de raios UV no meio, que provocam reações fotoquímicas letais à vida celular. Por isso, a fotólise tem como característica a ação germicida.

A aplicação de radiação UV é considerada uma importante alternativa ao tratamento de águas residuárias, pois não há necessidade de adição de outros componentes; por se tratar de um método simples e viável economicamente; além de não gerar lodo de fundo e não gerar um produto final tóxico ao homem e ao ambiente (VON SPERLING, 2005).

Outro processo para tratabilidade de águas residuárias é a ozonização. Também empregado mais habitualmente para desinfecção de águas para abastecimento – com uso expressivo principalmente nos Estados Unidos – mas responde positivamente quando incorporado em sistemas de tratamento de efluentes. Trata-se de um processo oxidativo avançado com aplicação de gás ozônio, o qual é capaz de oxidar moléculas orgânicas e inorgânicas do meio aquoso, o que diminui sua recalcitrância e aumenta sua biodegradabilidade, além de outras funcionalidades.

Visto a recalcitrância de muitas águas residuárias, dentre elas o lixiviado de aterros, um só processo de tratamento muitas vezes não é suficiente para remoção da carga poluidora e de componentes específicos. Dependendo das características do efluente, o emprego de técnicas de tratabilidade acopladas e/ou integradas é mais indicado para obtenção de um líquido menos agressivo ao meio, o que permite que o mesmo se enquadre aos padrões de lançamento de efluentes determinados pela legislação.

Muitos trabalhos científicos detalham estudos com lixiviados de aterros de diversas cidades brasileiras. O trabalho em questão traz o caso do lixiviado, resultante da decomposição dos RSU, gerado no aterro controlado da cidade de Maringá, Paraná.

Os objetivos do trabalho, portanto, são:

- monitorar as características físicas e químicas do lixiviado gerado no aterro controlado do município de Maringá;
- averiguar as condições em que o lixiviado é liberado ao ambiente, ou seja, suas características pós-tratamento por lagoas de estabilização implantadas no local;
- realizar testes de tratabilidade a partir de:
 - coagulação/floculação com tanino vegetal e *Moringa oleifera* Lam.;
 - radiação ultravioleta (UV);
 - combinação de coagulação/floculação + radiação UV e;
 - ozonização.

A inovação tecnológica dessa dissertação reside na tentativa de obter alternativas para tratabilidade de lixiviado com uso de: coagulantes naturais – que são menos agressivos por serem biodegradáveis –, radiação ultravioleta – a qual não gera lodo e acredita-se ser viável economicamente –, combinação de ambos os processos, e ozônio – que possui alto poder de oxidação, mas ainda, de uso promissor para esse fim.

2 REVISÃO TEÓRICA

2.1 SITUAÇÃO DA DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) NO BRASIL E ESTADO DO PARANÁ

A situação da disposição final dos resíduos sólidos no Brasil tem melhorado, mas a minoria dos municípios dispõe de técnicas adequadas de destinação. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2002), 58,3% dos resíduos são destinados para aterros controlados ou lixões e apenas 36,2% vão para aterros sanitários. A Figura 2.1 apresenta alguns dados percentuais obtidos na pesquisa.

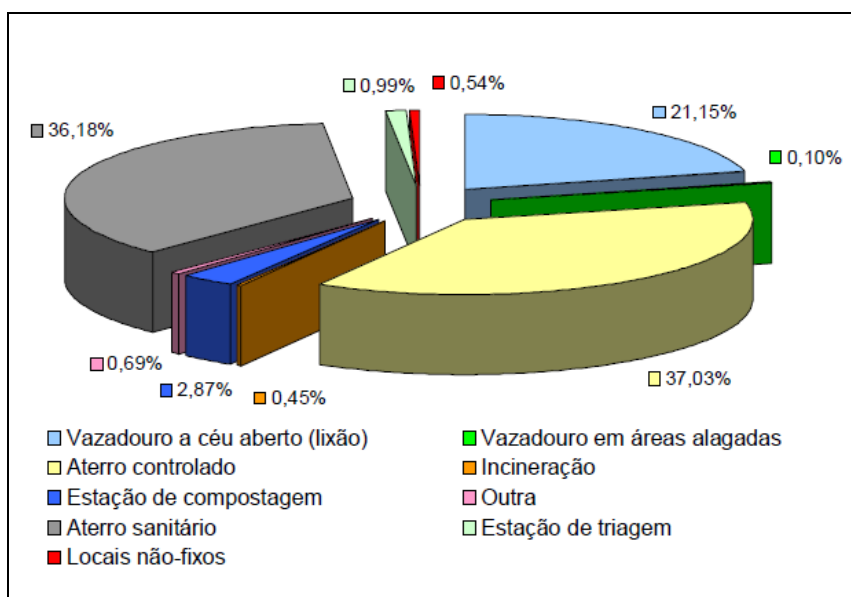


Figura 2.1: Distribuição percentual dos pontos de destinação final dos resíduos sólidos.

Fonte: IBGE (2002) *apud* CONTRERA (2008).

No Estado do Paraná, até 1995, cerca de 95% dos municípios depositavam seus resíduos sólidos urbanos (RSU) em lixões a céu aberto (RAMOS, 2004). A partir de 1999, a situação começou a mudar, com a implementação de diversos Programas para Resíduos Sólidos e leis, com destaque para a Lei No. 12.493/1999, a qual estabeleceu princípios, procedimentos, normas e critérios referentes à geração, condicionamento, armazenamento, coleta, transporte, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos no Estado do Paraná (SEMA/PARANÁ, 2006). Também se

pode ressaltar o Decreto Estadual N° 6674/2002, o qual regulamentou a Lei Estadual de Resíduos Sólidos e determinou prazos para implantação de destinação adequada dos resíduos sólidos e recuperação de áreas degradadas (MORAIS, 2005). Vale destaque também a Resolução conjunta N° 01/2006 do SEMA/IAP/SUDERHSA, a qual estabelece requisitos, critérios técnicos e procedimentos para a seleção de áreas destinadas a implantação de Aterros Sanitários, elaboração do projeto executivo e operação do aterro.

Essas mudanças resultaram em um aumento da construção de aterros sanitários no estado, e, segundo dados do IBGE (2002), o Estado do Paraná apresentava no ano de 2000 uma quantidade média total de resíduos coletados de 7.543 t/dia, dos quais 59% possuíam destinação final adequada, o que ainda é uma porcentagem relativamente baixa. O maior desafio está em encontrar soluções para os municípios de pequeno porte, devido à menor disponibilidade de recursos financeiros.

2.2 TÉCNICAS DE DISPOSIÇÃO DOS RSU

O tratamento e disposição dos RSU podem ser feitos de diversas maneiras, conforme já mencionado. As alternativas tecnicamente adequadas mais comuns são: aterro sanitário ou energético, compostagem e incineração (BRAGA, *et al.*, 2005).

Historicamente, as três formas mais adotadas pela sociedade urbana para a disposição final de resíduos sólidos são: lixão ou vazadouro a céu aberto, aterro controlado e aterro sanitário (ABRANTES, *et al.*, 2005).

Os lixões ainda são uma prática muito comum de disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, principalmente em municípios menos populosos. Este processo caracteriza-se pela simples descarga de resíduos sobre o solo, a céu aberto, sem qualquer técnica de proteção ao ambiente. Esta forma de disposição libera maus odores e polui águas superficiais e subterrâneas, pela infiltração do lixiviado (NAGALLI, 2005).

Nos aterros controlados, os resíduos são cobertos periodicamente com terra. No entanto, o solo não é impermeabilizado e nem sempre existe sistema de drenagem dos líquidos percolados, tampouco captação de gases formados durante a decomposição dos resíduos sólidos. Devido a essas características, a disposição de resíduos em aterros controlados também foi considerada inadequada, principalmente pelo potencial poluidor representado pelo lixiviado que não é controlado (IBGE, 2000).

Para Manahan (1999) aterro sanitário corresponde à forma de disposição a qual deve haver controle dos impactos, por meio da impermeabilização do solo, recobrimento dos resíduos, sistema de drenagem de águas pluviais, sistema de drenagem e de tratamento dos efluentes líquidos e gasosos produzidos durante o processo de degradação dos resíduos. Ou seja, consiste em uma técnica que usa princípios da engenharia para dispor os resíduos de maneira adequada.

A Norma NBR 8419/1992, define aterro sanitário como sendo:

“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 princípios da engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores quando necessário.”

Bidone e Povinelli (1999) detalham a definição da norma e definem aterro sanitário como uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrimo-os com argila selecionada e compactada em níveis satisfatórios), evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Esses critérios de engenharia mencionados materializam-se na impermeabilização prévia do solo e em projetos de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastamento das águas de chuva de drenagem de fundo para coleta de lixiviado, de sistema de tratamento de lixiviado drenado, de drenagem e queima dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica (Figura 2.2).

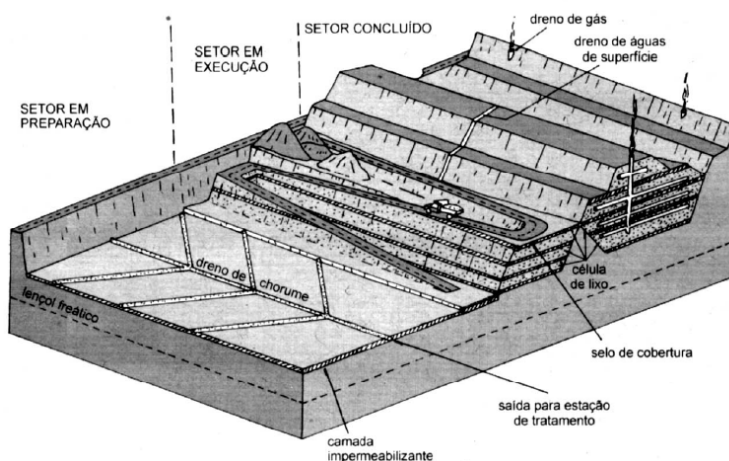


Figura 2.2: Aterro Sanitário.

Fonte: IPT/ CEMPRE (2000).

Ainda nesta definição, pode-se citar a utilização do gás metano como fonte de energia, o que Abrantes *et al.* (2005) denominam também como aterro sanitário energético.

2.3 PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO DOS RSU EM UM ATERRO

Quando os resíduos são depositados nas células de um aterro, passam a sofrer uma diversidade de transformações devido à superposição de mecanismos físico-químicos e biológicos. Essas transformações ocorrem simultaneamente devido à entrada de resíduos no aterro e pela variedade dos mesmos enterrados.

Brito Filho (2005) descreve que a degradação dos resíduos em aterros passa por cinco fases em função do tempo, e as suas principais características podem ser resumidas da seguinte forma (Quadro 2.1):

FASES	DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA / CARACTERÍSTICAS
1ª fase (Fase inicial)	<ul style="list-style-type: none"> - aterramento dos resíduos nas células e início de acúmulo de umidade. - detecção das primeiras mudanças dos diferentes parâmetros de degradação dos resíduos. - Dióxido de carbono é produzido, aproximadamente nos mesmos equivalentes molares de O₂ consumido. - condições aeróbias.
2ª fase (fase de transição)	<ul style="list-style-type: none"> - capacidade de retenção de água dos resíduos é ultrapassada e inicia-se a formação de lixiviados. - passagem das condições aeróbias para anaeróbias. O aceptor de elétron passa de O₂ para nitratos e sulfatos. - período em que ocorre um pico na concentração de CO₂ e H₂. - concentração de metabólitos intermediários (ácidos graxos voláteis) surge nos lixiviados. - tendências de instalação de condições redutoras no meio.
3ª fase (formação ácida)	<ul style="list-style-type: none"> - os ácidos graxos voláteis se tornam preponderantes nos lixiviados. - redução do pH produz a complexação de espécies metálicas. - consumo de N₂ e fósforo para o crescimento dos microrganismos. - detecção do H₂ e influência na natureza dos produtos intermediários formados.
4ª fase (fermentação metanogênica)	<ul style="list-style-type: none"> - produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em CH₄ e CO₂ em excesso. - incremento do pH a níveis mais elevados controlado pela capacidade tampão do sistema. - potencial de óxido-redução se encontra em valores baixos e consumo importante de nutrientes. - fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer. - carga orgânica dos lixiviados decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente.
5ª fase (maturação final)	<ul style="list-style-type: none"> - estabilização dos componentes orgânicos disponíveis nos resíduos e solubilizados nos lixiviados. - concentrações em nutrientes inicialmente elevadas se tornam limitantes. - produção de gases entra em queda acentuada e, em seguida, cessa. - O₂ e espécies oxidadas reaparecem lentamente e um aumento do potencial redox é observado. - matérias orgânicas resistentes a biodegradação são convertidas em moléculas como ácido húmicos.

Quadro 2.1: Fases de decomposição biológica dos RSU em aterros.

Fonte: BRITO FILHO (2005).

De maneira geral, a degradação dos RSU consiste na dissolução dos elementos minerais presentes, no transporte de partículas finas do material solúvel pela água de percolação e, principalmente, na conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas (CASTILHOS JR, 2006).

Com relação ao processo de degradação, o processo acontece por meio de atividade microbiana facultativa e anaeróbia que pode ser subdividida em quatro fases sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A hidrólise consiste na conversão do material orgânico particulado complexo (proteínas, carboidratos e lipídios) em compostos dissolvidos mais simples (aminoácidos, pequenos sacarídeos, ácidos graxos e alcoóis), que podem atravessar as paredes celulares das bactérias. Esta conversão é feita por meio da ação de enzimas hidrolíticas extracelulares excretadas pelas bactérias (CHERNICHARO, 1997 *apud* CASTILHOS JR, 2006).

Os produtos solúveis oriundos da hidrólise são metabolizados no interior das células e convertidos em diversos compostos mais simples, que são então excretados pelas células. Esta fase constitui a acidogênese. Os principais ácidos produzidos nesta fase são acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico. Nesta fase a temperatura cai ao estado mesofílico (29-45 °C) e o pH do meio situa-se entre 5,2 e 6,8 (LIMA, 1995 *apud* FLERCK, 2003)

Na terceira fase, as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados anteriormente na fase acidogênica. Os produtos gerados nesta fase são ácidos graxos voláteis (principalmente o ácido acético), hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 1997; WARITH E SHARMA, 1998 *apud* CASTILHOS JR, 2006). Os ácidos produzidos fazem com que o pH dos lixiviados diminua para valores menores do que 6,5. O caráter ácido desta mistura ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo, dessa maneira, apresentar elevadas concentrações de cálcio, ferro e metais pesados. Os valores baixos de pH também favorecem o aparecimento de maus odores, pois há liberação de gás sulfídrico (H₂S), amônia (NH₃) e outros gases (CASTILHOS JR. *et. al.*, 2003).

Os lixiviados produzidos durante as fases acidogênica e acetogênica (fases ácidas) apresentam grande quantidade de matéria orgânica, principalmente devido à elevada concentração de ácidos graxos voláteis. Os ácidos graxos voláteis são facilmente biodegradáveis e, desta maneira, a relação entre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) nas fases ácidas é da ordem de 0,5 ou maior (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Na última fase do processo, metanogênica, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica são consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, que dão origem ao metano (CH₄) e ao dióxido de carbono (CO₂) (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Estes microrganismos desenvolvem-se geralmente em valores de pH próximos do neutro, entre 6,6 e 7,3.

O acúmulo de ácidos no meio poderá prejudicar o processo de decomposição, por isso o equilíbrio entre as espécies microbianas envolvidas é de fundamental importância para a adequada digestão anaeróbia nos aterros sanitários.

O conhecimento dessas fases e a interação desses processos microbiológicos com os processos de engenharia (projeto, implantação e operação dos aterros sanitários) são de fundamental importância para o adequado funcionamento do sistema. Além disso, permite também que se obtenham áreas estabilizadas em menor tempo e com minimização dos impactos ambientais, pois os processos de tratamento serão escolhidos e operados em condições que permitam melhores eficiências.

O conhecimento da fase da digestão no aterro sanitário induz ao tratamento adequado do lixiviado gerado, posto que previamente serão conhecidas as características do mesmo e conseqüentemente os dimensionamentos envolvidos serão facilitados.

2.4 O LIXIVIADO – DEFINIÇÃO

O lixiviado, mais comumente chamado de chorume, é o líquido resultante do processo de decomposição de resíduos em um aterro sanitário (BIDONE & POVINELLI, 1999). Pode-se acrescentar a essa definição o líquido resultante de outros sistemas de deposição, como é o lixão, aterro controlado e leiras de compostagem. Um dos maiores problemas relacionados à disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é a formação de gases e lixiviados, gerados pelos fenômenos físicos e bioquímicos do processo de decomposição desses resíduos.

Segundo Torres, *et al.* (1997) o lixiviado, em específico, possui carga poluidora várias vezes maior que a do esgoto doméstico, com DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio) 200 vezes mais alta (LINS, 2003).

A ABNT na norma NBR 8419/1992, define *percolado* como o líquido que passou através de um meio poroso, e define *sumeiro* ou *chorume*, como líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio). Essa mesma norma define *lixiviação* como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos (CONTRERA, 2008).

Segundo Reichert (2000) os lixiviados são definidos como os líquidos provenientes de três fontes principais: umidade natural dos resíduos sólidos, água de constituição dos diferentes materiais que sobram durante o processo de decomposição, e líquido proveniente de materiais orgânicos pelas enzimas excretadas pelas bactérias (CASTILHOS JR, 2003). Pode-se acrescentar também que o lixiviado é composto pela umidade derivada da precipitação pluviométrica e que adentra aos amontoados de resíduos dispostos no solo.

Partindo dessa definição, neste presente trabalho preferiu-se utilizar a denominação “lixiviado” para o líquido que sai do aterro, por acreditar que esta define melhor o efluente composto pelo líquido resultante da decomposição dos resíduos e água que adentra ou participa do processo de decomposição, como sugerido por Contrera (2008).

2.5 PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DO LIXIVIADO

O lixiviado é um efluente altamente recalcitrante e pode alcançar corpos hídricos superficiais e/ou infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas, o que compromete a qualidade dos recursos hídricos e, por conseguinte, seus usos (SISINNO & MOREIRA, 1996).

Um exemplo do risco ambiental que o lixiviado fornece ao ambiente foi descrito por Laureano & Shiraiwa (2008), os quais, por meio de estudo geofísico no aterro sanitário de Cuiabá-MT, verificaram altas possibilidades de contaminação do subsolo por lixiviado, mesmo com impermeabilização da parte inferior do aterro.

Os efeitos danosos à água pelo lançamento de lixiviado em condições impróprias podem se estender não só à comunidade animal e vegetal aquática, como também aos seres humanos que dela dependem. Em estudos realizados nos Estados Unidos já foram detectadas alterações genéticas em alguns bioensaios. A contaminação provocada pelo lixiviado é capaz de provocar câncer, doenças genéticas, esterilidade, doenças cardíacas e outros efeitos crônicos. Esses efeitos podem ser súbitos ou demorar décadas para se manifestarem (QASIM e CHIANG, 1994 *apud* CASTILHOS JR, 2006).

Além disso, o lixiviado contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal responsáveis por vários outros problemas. Segundo Castilhos Jr. (2006) os efluentes, com alta concentração de nitrogênio amoniacal, estimulam o crescimento das algas, o que gera depleção do oxigênio dissolvido no ecossistema aquático, além de serem tóxico à biota.

Por este líquido representar um fator de risco para o ambiente e à saúde humana, deve ser coletado por sistemas de drenagem eficientes (LINS e JUCÁ, 2005) e encaminhado para tratamento, para que se enquadre nos padrões estabelecidos pela legislação – Resolução CONAMA 357/2005 e 397/2008 – antes de ser lançado no ambiente.

O conhecimento do volume de lixiviado gerado, bem como suas características físico-químicas é essencial para a definição de processos de tratamento de lixiviados para remoção de compostos indesejáveis.

2.6 COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO

Conforme mencionado anteriormente, o lixiviado é composto pela combinação da umidade proveniente dos resíduos, do fluxo de água das precipitações pluviométricas que adentram aos amontoados de resíduos e do líquido liberado na degradação dos resíduos. Esse processo origina um efluente de extrema complexidade, que possui altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos nas formas dissolvidas e coloidais (BAIRD, 2002; MORAIS, 2005; RODRIGUES, 2007).

O lixiviado é produzido indistintamente, tanto em aterros antigos como nos jovens, ou até mesmo em amontoados de resíduos dispostos em locais a céu aberto. Esse efluente pode apresentar variações em sua composição, concentração e quantidade, de acordo com os seguintes fatores (BAIRD, 2002; MORAIS, 2005):

- Características do material depositado: composição, granulometria, idade dos resíduos, pré-tratamento;
- Forma e características a qual foi disposto: a céu aberto, aterro sanitário ou controlado, grau de compactação, balanço hídrico, irrigação, recirculação;
- Condições ambientais: clima, geologia, pluviometria, temperatura;
- Processos internos: hidrólise, troca iônica, tempo de contato, pH, diluição.

A variabilidade dos fatores interferentes pode dar origem a um material lixiviado com elevados teores de metais tóxicos, xenobióticos (substâncias estranhas aos organismos vivos), além de microrganismos perigosos para a saúde (MORAIS, 2005).

Comumente o lixiviado apresenta em sua composição: (1) ácidos graxos voláteis, (2) nutrientes, notadamente o nitrogênio na forma amoniacal solúvel e não estabilizada, (3) metais pesados e (4) poluentes orgânicos tóxicos persistentes (CASTILHOS JR, 2006). Ao mesmo tempo, abriga bactérias, sais de íons inorgânicos comuns, e micro poluentes como tolueno e diclorometano. Uma das características mais marcantes do lixiviado é a elevada carga orgânica, o que gera alta demanda de oxigênio necessária para sua estabilização (BAIRD, 2002).

O lixiviado, de maneira geral, é composto de cinco frações principais compostas por componentes os quais foram descritos por CHRISTENSEN *et al.*, (2001) e podem ser visualizados em detalhe no Quadro 2.2.

Principais frações	Componentes
Matéria orgânica dissolvida	Expressa como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT), inclui metano (CH ₄), ácidos graxos voláteis, principalmente na fase ácida, e muitos compostos recalcitrantes, como por exemplo, compostos húmicos e fúlvicos.
Macro-componentes inorgânicos	Metais como cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), potássio (K), ferro (Fe) e vários íons como: amônio (NH ₄ ⁺), cloretos (Cl ⁻), sulfatos (SO ₄ ⁻²), sulfetos (S ⁻²), carbonatos (CO ₃ ⁻²). Presença de metais pesados: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn).
Compostos orgânicos xenobióticos	Incluem uma variedade de hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias tóxicas.
Compostos encontrados em menor proporção	Metais como bário (Ba), cobalto (Co), lítio (Li) e mercúrio (Hg) e semi-metais: boro (B) e arsênio (As) e não metal selênio (Se).
Bactérias	Acetogênicas, metanogênicas, desnitrificantes e coliformes.

Quadro 2.2: Frações componentes do lixiviado.

Fonte: CHRISTENSEN *et al.*, (2001); MORAIS (2005).

* CHRISTENSEN *et al.*,(2001); BOOTHE *et al.* (2001) *apud* MORAIS, (2005).

A variabilidade da composição do lixiviado depende, dentre outros fatores, principalmente do estado de degradação ou idade do aterro. Análises de lixiviados, coletados durante a fase ácida da decomposição (fase inicial), mostram altos valores de DQO, DBO₅, nutrientes e metais pesados, e baixos valores de pH. Já em lixiviados coletados durante a fase de fermentação metanogênica (fase final), apresentam valores de pH entre 6,5 e 7,5 e valores de DQO, DBO₅, e nutrientes significativamente menores que os da fase ácida. Sendo assim, a concentração de metais pesados também é bem menor, por serem menos solúveis em pH próximo do neutro (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993).

A Tabela 2.1 apresenta uma comparação dos lixiviados gerados em aterros sanitários, com idades diferentes, no Canadá, porém, submetidos às mesmas condições pluviométricas de 820mm/ano, obtidos por Henry *et al.* (1987), *apud* (CONTRERA, 2008).

Tabela 2.1: Comparação da composição dos lixiviados com idades diferentes, de aterros sanitários situados no Canadá.

Parâmetros	Aterro Sanitário		
	Keele Valley	Brock North	Beare Road
Idade (anos)	1,5	8	18
pH	5,80	6,35	6,58
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	1.800	880	1.070
DQO	13.780	3.750	1.870
DBO ₅	9.660	1.100	-
Sólidos Totais	12.730	5.280	3.070
Sólidos Voláteis	6.300	1.350	1.300
Ácidos Voláteis	4.600	1.170	1.480
N-orgânico	170	6	65
Fósforo Total	0,77	0,11	0,15
Ferro	1.070	500	36
Zinco	5,04	0,22	0,19
Cádmio	0,10	0,02	0,008
Cobre	0,19	0,11	0,05
Níquel	1,08	0,01	-

* Todos os valores expressos em mg.L⁻¹. Exceto pH e quando indicado.

Fonte: Henry *et al.*(1987) *apud* Contrera (2008).

A tabela explicita a variação da composição do lixiviado entre aterros novos e antigos. O lixiviado novo – que na tabela corresponde ao gerado na cidade de Keele Valley, com apenas 1,5 de idade – apresenta valores maiores de DQO e DBO₅, além de sólidos, nitrogênio e fósforo, quando comparado ao lixiviado de fase final – o gerado no aterro de Beare Road, que está ativado há 18 anos.

Vale notar que os valores dos parâmetros para aterros antigos são menores e não nulos. Isso pode significar que no interior das células na qual os resíduos foram depositados, ainda ocorrem reações de decomposição e o efluente ainda pode apresentar-se inconveniente. Daí a importância de sistemas de drenagem e tratamento eficientes e em bom estado, para evitar que essa água residuária alcance o lençol freático.

2.7 CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO LIXIVIADO

Pela complexidade do lixiviado, sua composição global é determinada por meio de análises físico-químicas e biológicas, principalmente os parâmetros: pH, DQO (Demanda Química de oxigênio), DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio), COT

(Carbono Orgânico Total), Fósforo Total (P) Nitrogênio (N) em suas diversas formas, alcalinidade e toxicidade (BAUN, 2004).

A seguir serão listados e comentados alguns dos principais parâmetros e componentes dos lixiviados (FLERCK, 2003; CONTRERA, 2008):

- *Demanda Química de Oxigênio (DQO)*: um dos parâmetros mais importantes por tornar possível a medida de um resíduo orgânico em termos de quantidade de oxigênio requerida para sua oxidação até dióxido de carbono e água. Baseia-se no fato de que toda a matéria orgânica, com poucas exceções pode ser oxidada por meio da ação de um forte agente oxidante sob condições ácidas. Segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998), espécies inorgânicas reduzidas tais como íons ferrosos, manganosos, sulfetos, etc. também são oxidados na análise de DQO, amônia e seus derivados não são oxidados.

- *Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)*: Segundo Metcalf & Eddy (2003) a DBO₅ é o parâmetro mais extensamente utilizado para medida de poluição orgânica, tanto de águas residuárias como de águas superficiais. Baseia-se na medição do oxigênio dissolvido (OD) consumido por microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica.

Na literatura é muito comum a utilização da relação DBO₅/DQO como indicativo da tratabilidade ou da biodegradabilidade de águas residuárias.

- *Carbono Orgânico Total (COT)*: Representa a concentração de carbono orgânico total presente no lixiviado. Pode ser utilizada como uma medida do potencial de poluição do efluente e, em muitos casos, pode ser possível relacionar COT com os valores de DBO₅ e DQO.

- *Ácidos voláteis totais (AVT)*: Correspondem à fração dos ácidos graxos de cadeia curta e pequeno peso molecular. Os AVT correspondem de 60 a 80% da carga orgânica poluente dos lixiviados de aterros.

- *Ácidos húmicos e fúlvicos*: Tem como origem a matéria orgânica vegetal ou microbiana e compõem a fração do húmus que é solúvel em água. Os ácidos fúlvicos possuem coloração clara e compõem a fração da matéria orgânica solúvel em água; já os húmicos possuem coloração escura e são insolúveis em condições ácidas (pH = 2), mas muitos solúveis em pH elevado. Os ácidos húmicos são os principais responsáveis por conferir a aos lixiviados de aterros a coloração escura.

- *Potencial hidrogeniônico (pH)*: Segundo Kjeldsen *et al.* (2002) podem variar de 4,5 a 9,0. Em lixiviados de aterros jovens, ou com elevadas concentrações de ácidos voláteis, os lixiviados costumam apresentar pH mais baixo e em lixiviados de aterros velhos, ou com elevadas concentrações de N-amoniaco, o pH tende a aumentar para faixas alcalinas.
- *Potencial redox*: Potencial redox ou de oxi-redução de um meio caracteriza sua capacidade de oxidação ou redução, ou seja, de aceitar ou doar elétrons. Esta capacidade está relacionada aos compostos e íons existentes no meio.
- *Alcalinidade*: Segundo Metcalf & Eddy (2003) a alcalinidade em águas residuárias é resultado da presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônia, dentre outros compostos. No caso de lixiviados de aterros sanitários, a alcalinidade total está intimamente ligada às concentrações de N-amoniaco, pois nos lixiviados a amônia aparece predominantemente na forma de bicarbonato de amônio.
- *Nitrogênio (N)*: De acordo com Sawyer *et al.* (2003) a química do nitrogênio é complexa, devido aos diversos estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir na natureza. Sendo constituinte das proteínas vegetais e animais, suas concentrações em lixiviados encontram-se relacionadas diretamente aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos. Em lixiviados, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do N-amoniaco, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. Segundo Kjeldsen *et al.* (2002) pode variar entre 50 mg.L^{-1} e 2.200 mg.L^{-1} . As formas orgânica e amoniaco são as únicas representativas em lixiviados em meios anaeróbios, assumindo esta última forma predominância com o passar do tempo. A conversão a nitritos e nitratos ocorre em ambientes aeróbios.
- *Fósforo (P)*: Elemento fundamental aos processos energéticos dos seres vivos, sendo o nutriente limitante no caso do tratamento de lixiviados. Os lixiviados, em geral, costumam apresentar baixas concentrações de fósforo, que tem como origem a decomposição da matéria orgânica dos resíduos. Segundo Kjeldsen (2002) as concentrações de fósforo total podem variar entre $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e 23 mg.L^{-1} .
- *Metais*: Em lixiviados com pH ácido, podem ocorrer concentrações mais elevadas de alguns metais. Esses são essenciais para o crescimento dos organismos, desde bactérias até o ser humano, mas quando em altas

concentrações, podem danificar os sistemas biológicos por apresentarem características bioacumulativas no organismo (CELERE, *et al.*, 2007). Geralmente em lixiviados provenientes de aterros com mais de dois anos de operação a concentração de metais é mínima.

- *Sólidos*: Os sólidos nos lixiviados podem ser divididos basicamente em três frações: ST (sólidos totais), STF (sólidos totais fixos) e STV (sólidos totais voláteis). Elevadas concentrações de STF em lixiviados podem ser um indicativo da elevada salinidade, o que pode proporcionar algum efeito inibitório para os microrganismos. Por outro lado, elevadas concentrações de STV é um indicativo de elevadas concentrações de matéria orgânica. Segundo Kjeldsen *et al.* (2002) as concentrações de ST em lixiviados de aterros sanitários podem variar entre 2.000 mg.L⁻¹ e 60.000 mg.L⁻¹.

- *Coliformes fecais*: Os coliformes fecais apresentam-se nos lixiviados devido à presença de resíduos de instalações sanitárias (encontram-se nas excretas humanas em número médio de $1,3 \times 10^7$ organismos/g fezes), algumas peças anatômicas e animais mortos nos resíduos sólidos. Nos lixiviados, há tendência, via seleção natural, de sua substituição por outros organismos heterotróficos, de modo que suas contagens inicialmente elevadas são rebaixadas à ordem de 10²-10³ organismos/100 mL com o aumento do tempo de retenção em meio anaeróbico, ou mesmo eliminados com o prolongamento desse período (FLECK *et al.*, 1998 *apud* FLERCK, 2003).

- *Condutividade Elétrica*: Relacionada à concentração de espécies iônicas do meio, que se eleva com o aumento de tais concentrações até o limite de máxima mobilidade iônica do meio, a partir do qual o incremento da concentração de íons não mais elevará a capacidade da solução eletrolítica em conduzir corrente elétrica (PILLA, 1980). Nos lixiviados, desconsiderados os efeitos de diluição, na fase ácida ter-se-á condutividades superiores, ao passo que com a evolução do processo anaeróbico e elevação do pH, muitos íons precipitarão, sendo retirados da solução, o que ocasionará redução na condutividade (FLERCK, 2003).

- *Temperatura*: Dependendo do meio em que o lixiviado se encontra, a temperatura estará diretamente associada à atividade microbiológica em curso no meio e à estabilidade térmica desse em relação ao ambiente externo. O processo anaeróbico em aterros sanitários ocorre na faixa mesofílica (T < 42 °C), embora

organismos metanogênicos possam operar com superior eficiência na fase termófila. Em sistemas de tratamento de lixiviados a temperatura do meio líquido sofrerá influência marcante da temperatura externa, ainda que dependa fundamentalmente das condições operacionais, mais ou menos propícias ao desenvolvimento microbiológico e, portanto, à produção de calor, que se dá, sobretudo, como perda de eficiência no metabolismo celular (PELCZAR *et al.*, 1996).

CHRISTENSEN *et al.*, (2001) apresentam a variabilidade desses e outros parâmetros que compõem o lixiviado, conforme pode ser visualizado na Tabela 2.2.

Tabela 2.2: Composição do lixiviado de aterros sanitários, valores em faixa.

Parâmetros	Faixa
pH	4,5 – 9,0
Condutividade específica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	2.500 – 35.000
Sólidos totais ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	2.000 – 60.000
Matéria orgânica ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	
Carbono Orgânico Total	30 – 29.000
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO ₅	20 – 57.000
Demanda Química de Oxigênio – DQO	140 – 152.000
Nitrogênio Orgânico	14 – 2.500
Macro-componentes inorgânicos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	
Fósforo total	0,1 – 23
Cloretos	150 – 4.500
Sulfatos	8 – 7.750
Carbonato de Cálcio	610 – 7.320
Na	70 - 7.700
K	50 – 3.700
Nitrogênio amoniacal	50 – 2.200
Ca	10 – 7.200
Mg	30 – 15.000
Fe	3 – 5.500
Mn	0,03 – 1.400
Elementos traços inorgânicos ($\mu\text{g}/\text{L}$)	
Arsênio	$10^{-3} - 1$
Cádmio	$10^{-3} - 4\cdot 10^{-1}$
Cromo	$2\cdot 10^{-2} - 1,5$
Cobalto	$5\cdot 10^{-3} - 1,5$
Cobre	$5\cdot 10^{-3} - 10$
Chumbo	$10^{-3} - 5$
Mercúrio	$5\cdot 10^{-5} - 1,6\cdot 10^{-1}$
Níquel	$1,5\cdot 10^{-2} - 13$
Zinco	$3\cdot 10^{-2} - 10^3$

Fonte: CHRISTENSEN *et al.*, 2001.

Souto e Povinelli (2007), por intermédio de revisão de teses, dissertações e periódicos, buscaram informações sobre a variação das características de lixiviados de 25 aterros brasileiros, sendo 18 (dezoito) da região Sudeste, 5 (cinco) da região

Sul, 1 (um) da Nordeste e 1 (um) da região Norte, e chegaram a faixa de variabilidade apresentada na Tabela 2.3.

Tabela 2.3: Faixa de variação da composição de lixiviados do Brasil.

Parâmetro	Unidade	Faixa
pH	-	5,7 - 8,6
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹ de CaCO ₃	767 - 11400
Dureza	mg.L ⁻¹ de CaCO ₃	95 - 3100
Condutividade	µS/cm	2970 - 25000
DBO ₅	mg.L ⁻¹	20 - 30000
DQO	mg.L ⁻¹	195 - 80000
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	11- 472
Fenóis	mg.L ⁻¹ de C ₆ H ₅ OH	0,9 - 9,9
N-NKT	mg.L ⁻¹ de N	80 - 3050
N-NH ₃	mg.L ⁻¹ de N	0,4 - 2970
N-orgânico	mg.L ⁻¹ de N	5 - 1200
P-Total	mg.L ⁻¹ de P	0,13 - 38
N-NO ₂	mg.L ⁻¹ de N	nd - 49
N-NO ₃	mg.L ⁻¹ de N	nd - 11
S ⁻²	mg.L ⁻¹	nd - 34
SO ₄ ⁻²	mg.L ⁻¹	nd - 1800
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	498 - 5142
Sólidos totais voláteis	mg.L ⁻¹	630 - 20000
Sólidos totais fixos	mg.L ⁻¹	2100 - 14500
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	6,7 - 2770
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹	35 - 524
Fe	mg.L ⁻¹	0,01 - 254
Mn	mg.L ⁻¹	0,04 - 2,52
Cu	mg.L ⁻¹	0,005 - 0,56
Ni	mg.L ⁻¹	0,03 - 1,08
Cr	mg.L ⁻¹	0,003 - 0,8
Cd	mg.L ⁻¹	nd - 0,26
Pb	mg.L ⁻¹	0,01 - 2,8
Zn	mg.L ⁻¹	0,01 - 8

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Pela grande variação dos parâmetros de caracterização do lixiviado, é possível fazer algumas relações entre os mesmos, o que contribui para melhor entendimento da estabilização no sistema. As principais relações são DBO₅/DQO, SO₄⁻²/Cl⁻ e DQO/COT.

A razão DBO₅/DQO pode indicar a biodegradabilidade, ou seja, a fração biodegradável dos compostos orgânicos presentes no lixiviado. Segundo Flerck (2003) na maioria dos casos, essa relação assume, para os lixiviados, valores superiores a 0,4, durante predominância da fase ácida, e valores inferiores a 0,4 durante a predominância da fase metanogênica. Razões maiores ou iguais a 0,5 ou entre a faixa de 0,4 a 0,6, podem indicar que a matéria orgânica presente no lixiviado é facilmente degradável. Quando a faixa diminui e fica entre 0,05 a 0,2,

pode ser um indicativo de que o lixiviado é de difícil degradabilidade, por conter ácidos húmicos e fúlvicos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

A relação entre íons SO_4^{-2} e Cl^- indica o grau de anaerobiose do lixiviado, porém sua análise não deve ser pontual e, sim, ao longo dos anos, pois com o passar do tempo, as bactérias metanogênicas reduzirão a quantidade de SO_4^{-2} presente no meio em S^{-2} , aumentando a anaerobiose do sistema (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

A relação DQO/COT torna possível indicar qual o grau de oxidação do carbono orgânico dissolvido (SONNENBERG *et al.*, 1995 *apud* SOUZA e DALVI, 2002).

Quanto maiores os valores das razões DBO_5/DQO e DQO/COT , maior é a quantidade de bactérias aeróbias e facultativas, o que é observado em aterros novos (EL FADEL, *et al.*, 2002 *apud* RODRIGUES, 2007; GOMES, 2005).

2.8 RECALCITRÂNCIA

A palavra recalcitrância está relacionada à dificuldade ou impossibilidade que certas substâncias químicas apresentam de serem degradadas pelo ambiente. Os microrganismos são os principais agentes de degradação e reciclagem de nutrientes, e sua incapacidade de transformar ou degradar é sinal de recalcitrância ou persistência no meio (RODRIGUES, 2007).

As substâncias podem oferecer dificuldade à biodegradação em decorrência de diversos fatores, dentre os quais podem se citar (MORAIS, 2005; RODRIGUES, 2007):

- i) Estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- ii) Ação tóxica de alguns componentes do lixiviado sobre os microrganismos ou inativação de enzimas do metabolismo celular;
- iii) Complexação ou interação das substâncias químicas com elementos ou compostos químicos, dificultando a ação das enzimas exocelulares.

Pode-se considerar o lixiviado como um líquido recalcitrante – principalmente o derivado de aterros antigos – por apresentar compostos húmicos de baixa biodegradabilidade, ou seja, de difícil assimilação pelo ambiente, principalmente na

fase final de estabilização. Por isso, necessita de tratamento físico-químico, pois, pela sua recalcitrância, as bactérias que realizam tratamento biológico podem não ser capazes de estabilizar tal fluido.

A recalcitrância pode ser representada por valores baixos da relação DBO_5/DQO , que sugere um lixiviado com baixas concentrações de ácidos graxos e quantidades relativamente altas de combinações entre ácidos húmicos fúlvicos (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Essas substâncias apresentam as suas conformações químicas alteradas, frequentemente, em função das interações que ocorrem entre os grupos funcionais presentes na estrutura. Também possuem estruturas complexas e heterogêneas, compostas de carbono, oxigênio, hidrogênio e pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre (SILVA, 2004).

2.9 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

Devido à dificuldade de assimilação do lixiviado pelo ambiente, torna-se necessário implantar nos locais de disposição dos resíduos, ou seja, nos locais onde há geração deste líquido de alta complexidade, tecnologias para tratamento do mesmo para que se diminua sua toxicidade e o enquadre nos padrões de lançamento estabelecido pelas normas vigentes, no caso do Brasil, Resoluções do CONAMA 357/2005 e 397/2008.

Novas tecnologias têm sido estudadas no Brasil e no mundo com o objetivo de minimizar os efeitos tóxicos causados por componentes desse efluente. As alternativas mais conhecidas de tratamento de lixiviado são as seguintes: remoção de amônia por aeração mecânica; adsorção em carvão ativado; processos com membrana (osmose inversa); evaporação; aspersão sobre o solo; coagulação/floculação, sedimentação ou flotação; oxidação química; processos fotoeletrolíticos; lagoas anaeróbias e lagoas facultativas; tratamento conjunto em estação de tratamento de esgoto; recirculação; tratamento em leito de vermicomposto; processos biológicos aeróbios e/ou anaeróbios; banhados construídos (BELTRÃO, 2006 *apud* BIDONE, 2007).

Segundo Bila *et al.* (2002) a combinação de diferentes processos também tem se mostrado promissora no tratamento de efluentes com alta complexidade. A combinação mais usada é um sistema anaeróbio seguido de um processo aeróbio.

As tecnologias aplicáveis ao tratamento de lixiviado são similares as de tratamento de esgotos. As diferenças marcantes estão nos valores dos parâmetros envolvidos, os quais se apresentam em concentrações bem mais elevadas no líquido que sai do aterro (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).

A escolha da tecnologia de tratamento mais adequada deve levar em consideração a característica físico-química do lixiviado, a eficiência que se almeja, além de outras especificidades.

O Quadro 2.3 apresenta uma síntese dos processos modernamente utilizados nos Estados Unidos para tratamento de lixiviados [adaptado por HARRIS *et al.*,(2000) *apud* FLERCK, 2003)].

Tecnologia de Tratamento	Vantagens	Desvantagens	Residuais
Equalização	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo; • Flexibilidade operacional; • Redução de carga de choque. 	<ul style="list-style-type: none"> • Disponibilidade de área ou tanque; • Geração de odores; • Emissões aéreas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
PROCESSOS FÍSICOS			
Sedimentação	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo; • Rebaixamento da carga efluente; • Geralmente combinada com precipitação química. 	<ul style="list-style-type: none"> • Residual de sólidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo (se o processo for combinado com precipitação química pode haver grande residual de metais).
Flotação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos pouco sedimentáveis; • Remoção de óleos e graxas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta demanda energética; • Geração de odores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
Filtração	<ul style="list-style-type: none"> • Boa remoção de sólidos suspensos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo elevado; • Requer retro-lavagem. 	<ul style="list-style-type: none"> • Filtrado (torta).
Adsorção com carvão ativado	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção da maioria dos compostos orgânicos; • Carvão atomizado pode suplementar sistema de lodos ativados; • Utilizado principalmente para polimento do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto custo; • Manuseio do carvão; • Processo não-seletivo; • Em geral requer pré-filtração. 	<ul style="list-style-type: none"> • Carvão usado; • Lodo.

(continua)

Tecnologia de Tratamento	Vantagens	Desvantagens	Residuais
Argilas Adsorptivas	<ul style="list-style-type: none"> • Tratamento em um estágio; • Remoção de óleos e graxas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de argilas; • Elevado custo; • Manuseio de lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
PROCESSOS DE MEMBRANA			
Osmose inversa	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos dissolvidos; • Facilidade de operação; • Geração de efluente de alta qualidade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Colmatação biológica da membrana; • Necessidade de adaptar equipamento à escala da vazão afluente; • Elevada demanda energética; • Elevado custo de manutenção. 	<ul style="list-style-type: none"> • Solução altamente concentrada em poluentes.
Filtração (micro e ultra filtração)	<ul style="list-style-type: none"> • Alta qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo elevado; • Requer retro-lavagem; • Não remove sólidos dissolvidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Solução altamente concentrada em poluentes; • Efluente da retro-lavagem.
PROCESSOS QUÍMICOS			
Ajuste de pH	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil operação; • Remoção de metais; • Condicionamento do pH do efluente para cumprimento de padrão de emissão. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de químicos; • Geração de odores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo no caso de processo combinado com sedimentação.
Coagulação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos coloidais; • Fácil operação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de compostos químicos; • Custo dos químicos; • Doses excessivas podem impactar processos subsequentes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo, no caso de processo combinado com sedimentação.
Troca Iônica	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção seletiva de ânions e cátions. 	<ul style="list-style-type: none"> • Regeneração das resinas de troca; • Manuseio de químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reagente gasto; • Efluente de retro-lavagem.
Oxidação Química	<ul style="list-style-type: none"> • Processo seletivo; • Vários oxidantes químicos disponíveis; • Remoção de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevado custo; • Demanda garantia de proteção da saúde dos operadores; • Pode haver dependência de controle de pH e uso de catalisadores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
PROCESSOS BIOLÓGICOS			
Reator Sequencial em Batelada	<ul style="list-style-type: none"> • Minimização de volume de reator; • Processo adaptável a flutuações de vazão e qualidade do afluente; • Boa remoção de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta demanda energética para aeração. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.

(continua)

Tecnologia de Tratamento	Vantagens	Desvantagens	Residuais
Lodo Ativado	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil operação; • Disponibilidade de dados cinéticos e elevada experiência relatada; • Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Geração de odor; • Elevada demanda energética. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
Lagoas de estabilização	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo investimento necessário; • Facilidade de operação; • Diluição do lixiviado por águas de chuva. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada área requerida; • Geração de odores; • Emissões aéreas. • Demanda garantia de proteção da segurança dos operadores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentos e lodo biológico.
Processo de Crescimento Aderido	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas compactos; • Operação aeróbia ou anaeróbia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada demanda energética; • Baixa nitrificação para médias e altas taxas de aplicação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
PROCESSOS TÉRMICOS			
Evaporação	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema compacto; • Sistema de fácil operação; • Grande rebaixamento da vazão efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo dependente da vazão e qualidade do biogás do aterro; • Problemas de corrosão dos equipamentos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Efluente muito concentrado. • Gases de combustão.
Destilação	<ul style="list-style-type: none"> • Boa remoção de compostos orgânicos voláteis e amônia; • Eficiência energética; • Sistema compacto; • Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Complexidade operacional. 	<ul style="list-style-type: none"> • Compostos orgânicos voláteis e amônia; • Efluente concentrado; • Gases de combustão.
PROCESSOS "NATURAIS"			
Banhados construídos	<ul style="list-style-type: none"> • Operação simplificada; • Boa opção de polimento de lixiviado pré-tratado; • Solução ecológica. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo contra-indicado para lixiviados concentrados; • Dependência de variáveis climáticas; • Demanda de extensas áreas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Plantas colhidas periodicamente.
Fitorremediação	<ul style="list-style-type: none"> • Operação simplificada; • Geração de madeira; • Solução ecológica. 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de poda e remoção de árvores; • Demanda sistema de irrigação permanente; • Geração de odores; • Dependência de variáveis climáticas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Árvores removidas.

Quadro 2.3: Resumo dos processos modernamente utilizados nos Estados Unidos para tratamento de lixiviados.

Fonte: Adaptado de HARRIS *et al.* (2000) *apud* FLERCK (2003).

Nos próximos itens dessa revisão, abordar-se-ão sobre algumas tecnologias de tratamento do lixiviado, quais sejam: processos biológicos aeróbios, anaeróbios e facultativos, além de outras tecnologias de tratamento físico, físico-químico, químico e natural.

2.9.1 Sistemas Fundamentados em Processos biológicos

Os métodos biológicos de tratamento de lixiviado objetivam a remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilização da matéria orgânica, além da remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, pela ação de microrganismos (METCALF e EDDY, 2003 *apud* MORAIS, 2005).

Segundo Morais (2005) o tratamento biológico pode ser feito pela recirculação do efluente, por sistemas biológicos aeróbios (lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos), anaeróbios (reator anaeróbio de fluxo ascendente, lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio) e facultativos (lagoas facultativas).

2.9.1.1 Recirculação

O processo de recirculação do lixiviado para a superfície da área aterrada, em geral por processo de aspersão, é considerado um método de tratamento biológico, por propiciar atenuação de constituintes pela atividade biológica e por reações físico-químicas que ocorrem no interior do aterro. Essa técnica combina pré-tratamento anaeróbio no interior do aterro, que atua como um reator anaeróbio, que reduz a elevada carga orgânica presente nesse tipo de efluente. Esse método diminui as concentrações de DQO e DBO₅, além do COT, ácidos voláteis, fosfatos, nitrogênio amoniacal, e sólidos totais dissolvidos (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000). Um estudo da aceleração da estabilização da matéria orgânica foi realizado por Tchobanoglous *et al.*, (1993), o qual destacaram a diminuição do volume do líquido devido à evaporação.

Em países localizados em regiões tropicais, como é o caso do Brasil, a recirculação diminui significativamente o volume do lixiviado em função da evaporação, que é favorecida pelas condições ambientais – temperatura ambiente, ventos, radiação solar, etc. (FERREIRA, *et al.*, 2005).

2.9.1.2 Processos biológicos aeróbios

No sistema aeróbio de tratamento, as bactérias utilizam o oxigênio molecular em suas atividades metabólicas para estabilizar a matéria orgânica. Esses tratamentos reduzem potencialmente concentrações elevadas de DQO e DBO₅, muito comuns no lixiviado em estágio inicial de estabilização. Outro aspecto positivo é a possibilidade de nitrificação de elevadas concentrações de N-amoniacal pela ação da aeração (BIDONE, 2007). A seguir são mencionados alguns sistemas de tratamento biológico aeróbio.

- *Lodos ativados*: processo no qual uma cultura heterogênea de microrganismos, em contato com o lixiviado e na presença de oxigênio, tem a capacidade de estabilizar e remover a matéria orgânica biodegradável e convertê-la em formas inorgânicas mais estáveis em massa celular. O processo pode ser inibido pela presença de substâncias tóxicas e variação de temperatura e do pH do meio. É utilizado como pré-tratamento de processos de osmose inversa ou na seqüência de outros tratamentos (FERREIRA, *et al.*, 2005).

- *Lagoas aeradas*: funcionam como reatores biológicos de crescimento suspenso, sem recirculação de lodo, tendo profundidade de 2,5 a 5,0m. São normalmente usados aeradores mecânicos para mistura e aeração da massa líquida. As lagoas aeradas podem ser classificadas em dois tipos: aeróbia e facultativa, dependendo do grau de turbulência e da concentração de oxigênio dissolvido no seu interior. Podem atingir eficiência de remoção da DBO₅ de até 90%. Em geral, as lagoas aeradas são utilizadas como etapa que precede a disposição final do lixiviado em estações de tratamento de esgotos.

- *Filtros Biológicos*: Consistem em leitos dotados de meio suporte (pedra britada, areia etc.), com grande área específica, onde filmes biológicos

desenvolvem-se aderidos, e por espaços vazios ocorre a passagem do líquido a tratar, e do oxigênio necessário aos processos biológicos oxidativos (FLERCK, 2003).

2.9.1.3 Processos biológicos anaeróbios

Os processos anaeróbios têm se mostrado eficientes na remoção de diversos componentes presentes no lixiviado, como metais pesados na forma de sulfetos, além de reduções significativas de DQO. Os processos anaeróbios baseiam-se na estabilização da matéria orgânica sem a presença de oxigênio. Estes, por sua vez, são mais eficientes no tratamento de lixiviado novo. Apesar disso, podem ser obtidos resultados que sejam suficientes para assegurar um tratamento adequado ao lixiviado de aterros; o que vai depender é a qualidade que o efluente apresenta. Ferreira *et al.*, (2005) descrevem alguns tipos de tratamento biológico anaeróbio:

- *Lagoas anaeróbias*: A profundidade destas lagoas está na faixa de 2,0 a 4,0 m, e podem ocupar áreas menores do que as lagoas aeróbias ou facultativas. A remoção de DBO₅ fica em torno de 50%. As lagoas podem ser eficientes em sistemas para reduzir a carga orgânica de etapas subseqüentes de tratamento de lixiviado – por exemplo, de lagoas aeradas (FERREIRA *et al.*, 2005).
- *Reatores anaeróbios de fluxo ascendente*: também conhecidos como reatores UASB, digestores anaeróbios de fluxo ascendente ou reatores anaeróbios de manta de lodo. O processo de tratamento consiste na introdução do líquido a ser tratado na parte inferior do reator. A partir daí, o fluxo da massa líquida é induzido a ultrapassar ascendentemente, com baixa velocidade ascensional, a uma camada de lodo biológico ativo. A baixa velocidade do fluxo facilita a sedimentação dos sólidos sedimentáveis. Os sólidos suspensos do líquido serão em parte metabolizados pelas bactérias presentes na manta de lodo (BIDONE, 2007).

✓ **Considerações sobre os processos biológicos aeróbios e anaeróbios**

Os processos biológicos aeróbios e anaeróbios são diferenciados em relação à estabilidade dos produtos finais. Nesse sentido, o Quadro 2.4 apresenta um comparativo de vantagens e desvantagens dos processos.

SISTEMAS ANAERÓBIOS	SISTEMAS AERÓBIOS
• Baixa produção de sólidos.	• Alta produção de sólidos.
• Baixo ou nenhum consumo energético.	• Geralmente associados a consumos energéticos necessários para introdução de oxigênio no meio.
• Custos operacionais reduzidos.	• Custos operacionais superiores.
• Baixa demanda de área.	• Demanda de área variável com energia introduzida no sistema.
• Baixos custos de implantação.	• Custos de implantação superiores.
• Produção de metano (fonte energética aproveitável).	• Perda de energia do sistema na forma de calor.
• Potencial superior a inibição e toxidez (bactérias metanogênicas).	• Inferior potencial de inibição/toxidez.
• Partida lenta do sistema.	• Partida rápida do sistema.
• Preservação da biomassa sem alimentação por tempo prolongado.	• Preservação da biomassa sem alimentação por curto período de tempo.
• Remoção insatisfatória de patogênicos.	• Elevada remoção de patogênicos.
• Geração de maus odores.	• Não há geração de maus odores.
• Não há remoção efetiva de nutrientes.	• Pode haver remoção de demanda nitrogenada por nitrificação.

***Legenda:** negrito: vantagem relativa.

Quadro 2.4: Comparativo entre os sistemas de tratamento biológicos anaeróbios e aeróbios.

Fonte: Chericaro (1997) *apud* Flerck (2003).

A tendência tem sido a utilização desses processos alternadamente, o que aumenta significativamente a eficiência do tratamento.

Até determinado grau, os processos anaeróbios apresentam elevada eficiência de tratamento, e, para melhor eficiência, os processos aeróbios têm sido implantados a posterior para estabilizar a matéria orgânica remanescente (FLERCK, 2003).

2.9.1.4 Processos biológicos facultativos

Os processos biológicos facultativos são aqueles nos quais as bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica conseguem sobreviver com presença ou ausência de oxigênio no meio. O tipo de tratamento mais comum é o sistema de lagoas de estabilização.

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de pequena profundidade, nos quais o material orgânico é estabilizado por processos biológicos, portanto naturais, e envolvem principalmente algas e bactérias (COSTA, 1992 *apud* CASTILHOS JR, 2006). O oxigênio é provido principalmente pela ação do vento e de organismos fotossintetizantes. De acordo com a profundidade e a carga orgânica aplicada, as lagoas serão classificadas em aeróbias, facultativas ou anaeróbias (FLERCK, 2003).

Os mais importantes processos que atuam no tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização são:

- O efeito reservatório que dá à lagoa capacidade para absorver fortes variações tanto de cargas orgânicas como de vazões líquidas.
- Sedimentação, permitindo que sólidos sedimentáveis sejam depositados no fundo da lagoa.
- Estabilização da matéria orgânica presente no esgoto por bactérias aeróbias, na presença de oxigênio e por bactérias anaeróbias na ausência de oxigênio.

Vale salientar que processo biológico facultativo também pode ser acoplado aos processos aeróbios e anaeróbios para melhorar a eficiência.

2.9.1.5 Banhados construídos ou *wetlands*

O tratamento de efluente por banhados construídos também pode ser considerado um sistema biológico, mas se diferencia dos outros processos biológicos devido as suas peculiaridades. Trata-se de ecossistemas criados artificialmente e controlados, compostos por macrófitas aquáticas e cuja aplicação no tratamento de efluentes tem por objetivo reproduzir os banhados naturais, que maximiza o desempenho desses na remoção de poluentes (BIDONE, 2007). A ação depuradora desses sistemas é devido a: absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, absorção de nutrientes e metais pelas plantas, ação de microorganismos associados à rizosfera, e transporte de oxigênio para a rizosfera. O fenômeno da evapotranspiração contribui para a redução do volume produzido (FERREIRA *et al.*, 2005).

A utilização desses sistemas de *wetlands* como estágio de polimento pode levar a maior eficiência após um tratamento prévio biológico, que na maioria dos casos é

uma lagoa aerada. Neste caso, o *wetland* tem uma função de promover uma remoção adicional da carga orgânica e da amônia, além de promover a desnitrificação do nitrato produzido na etapa do tratamento biológico (FERREIRA, *et al.*, 2005).

Segundo Flerck (2003) tais banhados podem ser considerados reatores biológicos de crescimento aderido, os quais são divididos em dois tipos: banhados de superfície líquida livre (FWS = *Free Water Surface*) e banhados de fluxo subsuperficial (SFS = *Subsurface Flow Systems*).

Os bons resultados de alguns banhados construídos no tratamento de lixiviado são internacionalmente reconhecidos, principalmente para tratamento de resíduos domésticos na Europa e tratamento de esgotos industriais na América do Norte (BIDONE, 2007).

A literatura relata que o processo biológico convencional como único tratamento, não tem mostrado resultados efetivos no tratamento de lixiviado com alta concentração de material orgânico resistente à biodegradação (IMAI *et al.*, 1998 *apud* BILA, *et al.*, 2002). Logo, este tipo de lixiviado necessita de tratamentos mais avançados (físico, físico-químico ou outros) para diminuir sua recalcitrância e torná-lo mais biodegradável.

2.9.2 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Métodos Físicos e Físico-químicos

2.9.2.1 Adsorção com carvão ativado

O carvão ativado em pó e o carvão ativado granular têm sido usados pela sua capacidade de promover sorção (adsorção e absorção) de material orgânico residual de lixiviados (BIDONE, 2007).

É um processo em que uma superfície retém partículas de uma solução por meio de enlaces químicos ou físicos. O processo ocorre em três etapas: (1) macrotransporte, movimento das partículas da solução até a interface do meio adsorvente através de

convecção e difusão; (2) microtransporte, difusão do material orgânico aos sítios de adsorção nos microporos e submicroporos do adsorvente; e (3) sorção, fixação das partículas solúveis aos sítios do adsorvente por forças fracas (física) ou fortes (química) (FLERCK, 2003). Essa tecnologia é mais aplicável na fase de complementação do tratamento de efluente.

2.9.2.2 Processos de separação com membranas

Os processos de separação por membranas são uma variação dos processos de filtração clássica, nos quais os meios filtrantes (membranas) apresentam poros muito inferiores em comparação aos processos convencionais.

Uma membrana pode ser definida como um filme fino sólido que separa duas soluções e que sob ação de algum tipo de força externa, atua como barreira seletiva para o transporte de componentes dessas soluções. As forças podem ser determinadas pela ação de pressões negativas ou diferença de potencial elétrico (BIDONE, 2007).

Os processos que utilizam membranas são microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, osmose direta e osmose inversa. O que as diferencia é o tamanho do poro da membrana, que varia de acordo com o tamanho da partícula a ser retirada em cada um dos processos (SILVA, 2002), além da intensidade da força motriz de separação.

2.9.2.3 Remoção de amônia por aeração mecânica

A amônia corresponde a um dos elementos mais preocupantes que compõe o lixiviado por se apresentar em elevadas concentrações e por ser altamente tóxica à formação de biomassa em processos biológicos (RODRIGUES, 2007). Sua remoção pode ser feita por processo de aeração mecânica, também conhecido como *remoção de amônia por arraste com ar* ou *stripping* de amônia.

O processo de remoção da amônia por aeração mecânica consiste em elevação do pH do lixiviado para valores próximos ou superiores a 11, para que prevaleça no líquido o N-amoniaco na forma de NH_3 (amônia gasosa). Em seguida, acontece a introdução mecânica de ar no meio líquido e, pela ação da circulação de ar, ocorre expulsão ou arraste do NH_3 para a atmosfera (BIDONE, 2007).

Recentes estudos atestam a eliminação de aproximadamente 90% do teor de amônia presente no lixiviado, utilizando-se essa técnica em meio alcalino (CHEUNG *et al.*, 1997; MARTTINEN *et al.*, 2002; KARGI e PAMUKOGLU, 2004 *apud* MORAIS, 2005).

2.9.2.4 Oxidação Química

A oxidação química tem sido aplicada no tratamento de águas residuárias e obtiveram-se bons resultados. Os processos de oxidação química visam a insolubilização de poluentes, gaseificá-los ou transformá-los em produtos inócuos, além de oxidar matéria orgânica e outros compostos geradores de demanda de oxigênio (FLERCK, 2003).

As reações de oxi-redução são aquelas em que o estado de oxidação (número de oxidação) de pelo menos um dos reagentes é aumentado enquanto em outro reagente é diminuído (MCARDLE, 1988 *apud* BIDONE, 2007).

Os processos de oxidação são também chamados de Processos Oxidativos Avançados (POAs), tem como característica a formação, principalmente, de radicais hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) com elevado poder oxidante. Os radicais hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) são capazes de mineralizar matéria orgânica a dióxido de carbono, água e íons inorgânicos, por meio da abstração de hidrogênio ou por adição, dependendo da natureza do contaminante (LIN & LO, 1997 *apud* ARAÚJO, 2002).

Os processos oxidativos podem ser considerados como tecnologias limpas, isto porque na oxidação não há formação de subprodutos sólidos (lodo), transferência de fase dos poluentes (como a adsorção em carvão ativado) e os produtos finais da reação são o CO_2 e a H_2O (FERREIRA *et al.*, 2005).

Dentre os oxidantes mais comuns, destacam-se (MORAIS, 2005):

- Cloro/dióxido de cloro;
- Peróxido de hidrogênio;
- Ozônio;
- Permanganato de Potássio.

O peróxido de hidrogênio tem mostrado elevada eficiência na degradação de efluentes: fenóis, pesticidas, papaleiros, têxtil, domésticos, dentre outros. O ozônio é um oxidante de uso mais comum em tratamento de água para abastecimento público e/ou industrial, mas também pode ser usado com sucesso no tratamento de lixiviado. Por se tratar de um dos processos de tratamento abordados neste trabalho, será descrito à parte no item subsequente a este: 2.9.2.5.

Em geral, os processos oxidativos podem ser classificados em homogêneos ou heterogêneos, conforme a ausência ou presença de catalisadores na forma sólida, além de poderem estar ou não sob radiação. Os processos homogêneos, que utilizam luz ultravioleta para a geração de radicais hidroxilos, são chamados de fotólise e por serem considerados processos oxidativos avançados e também por se tratar de um processo abordado neste trabalho, será apresentado separadamente, no item 2.9.2.6.

2.9.2.5 Ozonização

O ozônio é um gás incolor oxidante extremamente reativo e altamente bactericida. Possui grande ação desinfetante, decorrência de sua característica, razão pela qual é muito sugerido no tratamento de águas para abastecimento e residuárias (VON SPERLING, 2005).

A tabela 2.4 apresenta um resumo das propriedades físicas da molécula de ozônio.

Tabela 2.4: Propriedades físicas da molécula de ozônio.

Peso molecular	48
Ponto de Ebulição a 1 atm	-111,9 °C
Ponto de Fusão	-192,5 °C
Densidade a 0 °C e 1 atm	2,154 kg/m ³
Temperatura crítica	-12,1 °C
Pressão Crítica	5.460 kPa (abs)
Densidade crítica	540 kg/m ³
Solubilidade em água, vol/vol a 0 °C	0,64

Fonte: Rakness (2005) *apud* Santos (2008).

Por ser fortemente oxidante ($E_o = 2,08$ V), o ozônio consegue reagir com uma grande variedade de grupos funcionais orgânicos e organometálicos, por promover a quebra de duplas ligações carbono-carbono e originar subprodutos de menor peso molecular, muitas vezes, mais biodegradáveis que seus antecessores (MONACO, 2006).

Dessa maneira, o ozônio age no meio aquoso como oxidante e possui uma série de funcionalidades (LANGLAIS, 1991 *apud* LOURENÇÃO, 2009):

- Controle de sabor e odor;
- Desinfecção;
- Remoção de cor;
- Remoção de DBO e DQO;
- Remoção de sólidos;
- Oxidação de ferro e manganês;
- Saturação do efluente com OD;
- Tem efeito de coagulação;
- Controle de turbidez;
- Oxidação de compostos fenólicos;
- Oxidação de pesticidas;
- Controle e crescimento de algas;
- Controle de subprodutos com compostos clorados;
- Estabilização biológica.

O uso desse gás também tem sido uma alternativa à aplicação de cloro na água, por não formar compostos organoclorados, que são potencialmente cancerígenos, liberados durante a etapa de cloração (SILVA & JARDIM, 2006; SOARES, 2007).

O ozônio é produzido naturalmente como resultado de reações fotoquímicas na estratosfera terrestre, mas também pode ser obtido artificialmente, com o emprego de descargas elétricas (SOARES, 2007). A técnica mais empregada é a de descarga corona, na qual, há conversão das moléculas de oxigênio em ozônio, quando o O_2 passa por 2 eletrodos com diferenças de potencial elétrico de tensão entre 8 e 20kV (METCALF; EDDY, 1991, *apud* SANTOS, 2008; MONACO, 2006; MEDEIROS, 2008).

Se alimentado pelo ar atmosférico, a produção de ozônio fica em torno de 2% em peso; mas alimentado por oxigênio puro, a capacidade de formação melhora e chega a atingir 5% em peso. A Figura 2.3 representa o esquema básico da geração de ozônio por descarga corona.

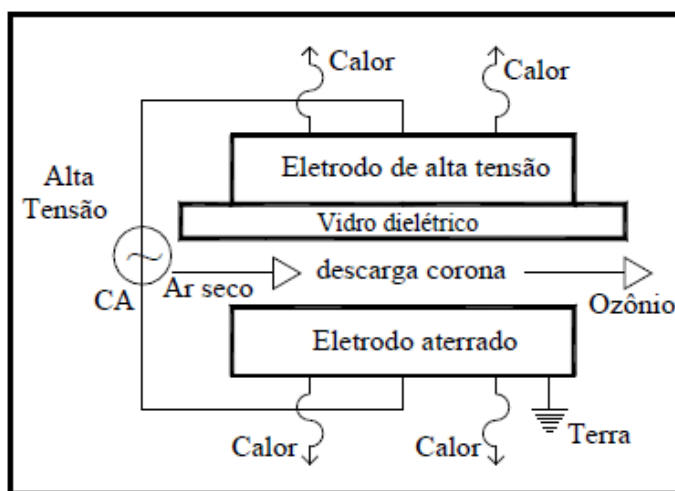


Figura 2.3: Esquema básico de um gerador de ozônio.
Fonte: U.S. EPA (1999) adaptado por Santos (2008).

A ozonização é um processo fortemente reativo e eficiente no tratamento de águas residuárias. A ação do ozônio em um meio aquoso com grande quantidade de matéria orgânica é muito variável e dependente das condições em que o tratamento ocorre. A eficiência da transferência de ozônio da fase gasosa (ozônio) para a fase líquida (efluente) é governada por fatores como: concentração de ozônio na fase gasosa, vazão do gás, condições de mistura, tamanho, concentração e velocidade

das bolhas, geometria da câmara de contato e características físicas e químicas da água ou esgoto (MEDEIROS, 2008).

O tempo de contato e a dose aplicada devem ser suficientes para que ocorram as reações e a mistura entre o ozônio e a água residuária; variáveis como qualidade do efluente, como os parâmetros DQO, pH e sólidos suspensos resultam em alterações na disponibilidade no ozônio para as reações com os microrganismos, o que reflete diretamente na eficiência de inativação (SOARES, 2007).

Quando o ozônio entra em contato com o efluente, as reações de oxidação que ocorrem no meio podem ser de ordem direta – com destruição direta das espécies dissolvidas no meio – ou indireta, na qual reações ocorrem envolvendo oxidantes secundários ou intermediários formados pela ação do ozonizante, que reagem com substâncias orgânicas e inorgânicas. A forma como irá reagir no meio depende das características da água residuária submetida à ozonização (MONACO, 2006).

Na realidade brasileira, o ozônio tem sido aplicado mais comumente para tratamento de águas residuárias industriais, como é o caso da indústria têxtil, papel e celulose, alimentícia, farmacêutica e de bebidas, além da degradação de efluentes agrícolas (TEIXEIRA, 2002).

Na engenharia sanitária, sua aplicação deu-se no início da década de 70 para tratamento de água para consumo humano e, posteriormente, efluentes domésticos. Os melhores resultados para águas residuárias foram obtidos quando combinados com peróxido de hidrogênio, radiação ultravioleta ou processo biológico (FLERCK, 2003). Para tratamento de lixiviado, é escasso o número trabalhos científicos e aplicações que envolvem ozônio. A limitação para implantação e operação está relacionada principalmente ao custo que ainda é elevado, mas pode ser superado com os avanços da pesquisa e tecnologia.

2.9.2.6 Fotólise – Radiação Ultravioleta (UV)

A radiação ultravioleta é designada como um feixe de luz ou uma radiação eletromagnética, que possui comprimento de onda entre 40 e 400nm, em meio aos

raios-X e a luz visível, conforme pode ser visualizado na Figura 2.4. Esta pode ser dividida pelo seu comprimento de onda, segundo Sobodka (1993) *apud* Teixeira (2002), em (Figura 2.4):

- *UV vácuo*: 40 a 200nm;
- *UV C*: 200 a 280nm;
- *UV B*: 280 a 315nm;
- *UV A*: 315 a 400nm.

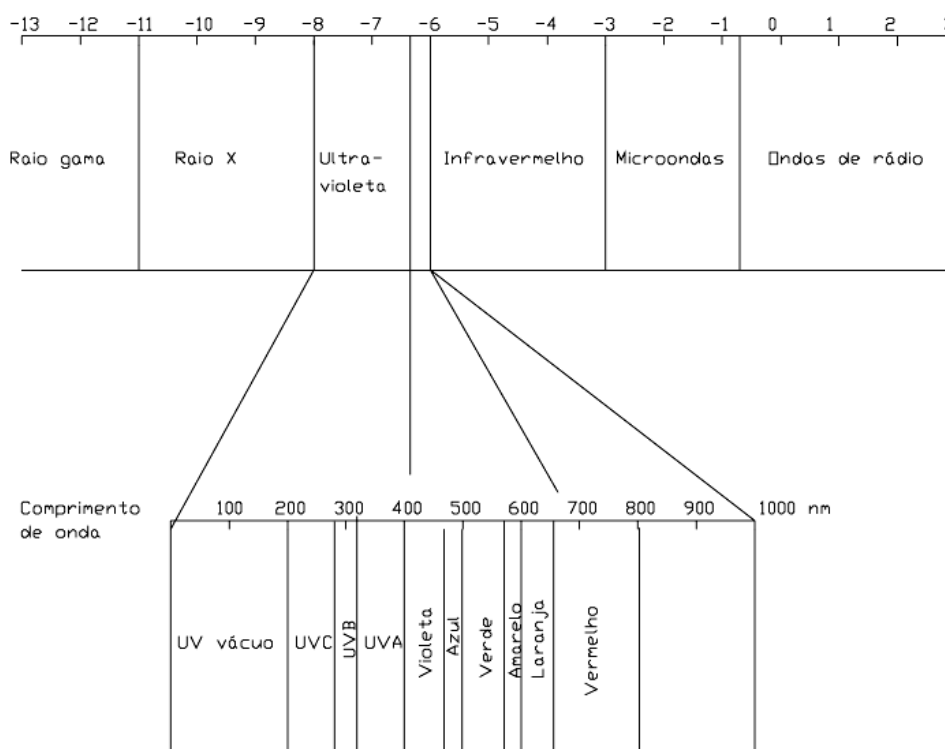


Figura 2.4: Ilustração do espectro eletromagnético da radiação ultravioleta.

Fonte: Philips (1983) adaptado por Silva (2007).

A emissão de raios UV é feita por lâmpadas de arco de mercúrio com bulbo hermético de sílica ou quartzo, com eletrodos de tungstênio nas extremidades para facilitar a formação de arco elétrico. O gás presente no interior da lâmpada é inerte, geralmente argônio ou mercúrio (DANIEL, 2001).

Existem dois tipos de configurações de reatores de desinfecção UV: de contato e de não contato. Em ambos, o efluente flui perpendicular ou paralelamente às lâmpadas. No reator de contato as lâmpadas de mercúrio podem ser colocadas em tubos de quartzo para minimizar o efeito de resfriamento pelo efluente. Em reatores de não

contato, as lâmpadas UV são suspensas externamente a um condutor transparente que conduz o efluente para desinfecção (VON SPERLING, 2005).

Na fotólise, a radiação UV é a única fonte capaz de produzir a destruição do poluente. Os raios UV emitidos são absorvidos pelos ácidos nucléicos (DNA e RNA) das células, o que causa mudanças fotoquímicas letais à vida celular (WEF, 1996 *apud* SILVA, 2007).

Há tempos atrás, o uso desse processo não era comum e se restringia à desinfecção de águas de abastecimento. Com o tempo, o emprego da radiação ultravioleta se estendeu para diversos setores da atividade humana, com particular interesse por sua ação germicida. O emprego no tratamento de esgotos sanitário e efluentes de diversos processos tem adquirido espaço, com resultados positivos.

No tratamento de águas residuárias, a radiação UV mostra-se altamente competitiva com a cloração, nos casos em que uma etapa adicional de descloração se faz necessária (SILVA, 2007).

Von Sperling (2005) também afirma a competição entre o tratamento UV e a etapa de cloração, pela primeira não gerar subprodutos tóxicos e carcinogênicos, como os do cloro (exemplo: organoclorados, trihalometanos e outros) e não mostrar efeitos mutagênicos sobre os organismos presentes no efluente, se comparado ao segundo, além de ser economicamente viável.

O emprego da radiação UV é, portanto, uma importante alternativa ao tratamento de efluentes, o qual nenhum outro produto é adicionado no processo, o que o torna simples e viável economicamente, sem contar com a vantagem de não formação de lodo.

As variáveis de eficiência desse tratamento são (VON SPERLING, 2005):

- Características do efluente;
- Concentração de colóides e partículas no esgoto;
- Intensidade da radiação UV aplicada;
- Tempo de exposição dos microorganismos à radiação; e
- Configuração do reator.

A concentração de sólidos suspensos totais (SST), por exemplo, determina a quantidade de radiação ultravioleta que penetra no líquido e é capaz de decompor a matéria orgânica. Nos casos de desinfecção, quanto maiores as concentrações de SST, menor será a radiação absorvida pelos microrganismos (WEF, 1996 *apud* SILVA, 2007).

Jolis *et al.* (2001) afirmam que a eficiência do processo de desinfecção é muito dependente da quantidade de partículas suspensas (PIRES, 2002).

Neste caso, a fotólise apresenta melhores resultados para tratamento de efluentes, se acoplada posteriormente a sistemas que removam material em suspensão e excessos de cor e turbidez.

2.9.2.7 Coagulação/floculação/sedimentação

A adição de agentes coagulantes ao lixiviado, seguida de mistura e separação de fases, pode ser usada como tratamento isolado, ou ainda ser proposta antes ou depois de outros tratamentos (BIDONE, 2007).

A coagulação/floculação – que apresenta relação direta com o desempenho da sedimentação – objetiva a aglomeração de impurezas que se encontram em suspensão e dissolvidas, em partículas maiores que possam ser removidas por sedimentação ou filtração. Este fenômeno de aglomeração ocorre pela neutralização das forças elétricas superficiais, anulação das forças repulsivas (coagulação) e aglomeração dos colóides “descarregados”, até a formação de flocos que sedimentam a uma velocidade adequada. Esta aglomeração é facilitada pela agitação suave, porém suficiente para facilitar o contato dos flocos uns com os outros (GIRARDI, 2009).

Segundo Flerck (2003) os processos integrados de coagulação/floculação/sedimentação são capazes de remover sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos do efluente. A aglomeração dos flocos, pelo peso e força da gravidade, faz com que ocorra precipitação/sedimentação, que dá origem a um lodo na camada inferior do efluente.

Diversos autores, dentre eles Di Bernardo (1993), apresentam as variáveis de eficiência do processo de coagulação/floculação. Algumas delas são apresentadas a seguir:

- Natureza e dose do coagulante;
- Teor de cor e turbidez do meio;
- pH do meio;
- Sólidos totais dissolvidos;
- Tempo e intensidade de agitação/mistura;
- Temperatura;
- Idade e características do efluente – lixiviado;
- Uso do processo isolado, como pré ou pós-tratamento.

Os coagulantes convencionais usados nos tratamentos de água e efluente são na maioria os de origem química. Os mais comuns são: sulfato de alumínio, cloreto ferroso e cloreto férrico (BORBA, 2001). Esses possuem bom desempenho de coagulação, mas por serem de natureza química, tem apresentado alguns inconvenientes.

O sulfato de alumínio, por exemplo, quando usado no tratamento de água, pode deixar alta concentração de alumínio residual na água e trazer sérios riscos à saúde humana, como úlcera e necrose da mucosa, garganta e esôfago. Além disso, dependendo da dosagem, torna-se tóxico e pode provocar doença de Alzheimer, Parkinson e Síndrome de Down, devido à deficiência renal em filtrar os metais do sangue que é levado ao cérebro (SILVA, 2007). Outro inconveniente é que o alumínio não é biodegradável, o que dificulta o tratamento do lodo gerado.

2.9.2.7.1 *Coagulantes Naturais*

Em muitos países do mundo, diferentes espécies de coagulantes naturais são usadas no tratamento de água e efluentes. Os primeiros trabalhos que envolviam o

uso de coagulantes naturais tinham como principal enfoque a melhoria da etapa de coagulação/floculação, devido à qualidade dos flocos produzidos e ausência de metais no lodo gerado. Posteriormente, a preocupação voltou-se ao bem estar da população, principalmente pelos agravos à saúde pública ocasionados pelo uso dos coagulantes químicos indicados anteriormente (KONRADT-MORAES, 2004).

Segundo Kawamura (1991) os coagulantes naturais apresentam várias vantagens em relação aos coagulantes químicos, por serem biodegradáveis e não tóxicos, e ainda produzirem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais (KONRADT-MORAES, 2009).

A literatura sobre tratabilidade concentra-se sobre o uso de coagulantes de origem orgânica, constituídos a base de polissacarídeos, proteínas e principalmente, amidos, como: farinha de mandioca, araruta e fécula de batata (DI BERNARDO, 1993). Outros agentes coagulantes à base de plantas também têm sido investigados, como quiabo (*Abelmoschus esculentus*), mutamba (*Guazuma ulmifolia*) e casca de banana.

Nesse trabalho, a ênfase é dada ao uso dos coagulantes à base de taninos, derivado da casca da Acácia Negra (*Acacia mearns*), e ao uso de moringa: sementes originárias da árvore *Moringa oleifera*.

Vale lembrar que o emprego de coagulantes naturais de qualquer espécie para tratamento de determinadas águas, deve ser investigado de forma que os produtos químicos em uso possam ser substituídos, com suas devidas vantagens econômicas, ambientais, e que considere principalmente o aspecto da saúde pública.

- **Taninos**

Alguns floculantes orgânicos de origem vegetal, a base de tanino, são industrializados e comercializados atualmente principalmente para clarificação de água, e têm comprovado resultados eficientes tanto como floculante primário, como auxiliar de floculação. O uso de tanino também tem sido investigado no tratamento de águas residuárias industriais [como é o caso da vinhaça, estudado por Girardi (2009)], domésticas, e também para lixiviados de aterros, como fora estudado por Nagashima (2009), e obtido resultados satisfatórios.

Os taninos são moléculas fenólicas, encontrados nas formas de monômeros, oligômeros ou polímeros que conseguem formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais. Os taninos podem ser extraídos de várias partes do vegetal: madeira, casca, frutos e sementes (NAGASHIMA, 2009).

Um dos coagulantes a base de tanino é o Tanfloc, produzido a partir da casca da Acácia Negra – *Acacia mearnsii* (Figura 2.5), da família das leguminosas, subfamília *Mimoseae*: espécie exótica provinda da Austrália, e que se adaptou facilmente ao clima do Brasil, principalmente da região sul.



Figura 2.5: *Acacia mearnsii* de Wild.

Fonte: www.arbolesornamentales.com/Acaciamelanoxylon.htm

O Tanfloc é extraído e industrializado pela empresa Tanac[®] e já fora utilizado por empresas e companhias de saneamento e comprovadamente aprovado para o tratamento de águas e efluentes (DIAS *et al.*, 2005 *apud* KONRADT-MORAES, 2009). Esse material é comercializado na forma líquida e em pó e possui maior eficiência se diluídos em água: quanto mais diluído, melhor será o resultado. (TANAC S.A, 2008).

No tratamento de águas residuárias e de abastecimento, o tanino pode ser capaz de remover partículas como minerais, sólidos inertes e microrganismos, quando aplicado nos processos de coagulação/floculação. Estas partículas são removidas pela formação de flocos com alta densidade, que são posteriormente decantados (TANAC, 2008).

Alguns trabalhos pesquisaram a aplicação do tanino no tratamento de águas residuárias. A Tabela 2.5 apresenta os autores, tipo de efluente, condições de trabalho e os resultados obtidos.

Tabela 2.5: Tratamento por coagulação/floculação com uso de tanino para diversos efluentes.

Referências	Efluentes	Condições de trabalho	Resultados obtidos
MORGAN <i>et al.</i> (2003)	Esgoto Sanitário	<ul style="list-style-type: none"> • 40 a 90 mg.L⁻¹ de coagulante. 	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção de turbidez: 92,3%; - Remoção de SST 78,2%.
MATOS (2005)	Abatedouro de aves	<ul style="list-style-type: none"> • pH 5,0 a 6,5; • 102 a 150 mg.L⁻¹ de coagulante. 	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção de turbidez de 90,8%; - Remoção de DQO de 95,65%.
CRUZ <i>et al.</i> (2005)	Lavanderia industrial	<ul style="list-style-type: none"> • pH 6,0 a 7,5; • 166 mg.L⁻¹ de coagulante. 	<ul style="list-style-type: none"> - Geração de lodo não-perigoso, não-inerte, classe II-A.
MÁXIMO <i>et al.</i> (2007)	Lixiviado de aterro sanitário	<ul style="list-style-type: none"> • pH 8,3; • 1800 mg.L⁻¹ de coagulante. 	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção de P-Total de 28%; - Remoção de COT 50%; - Remoção de DQO de 38%.

Fonte: Nagashima (2009).

As variáveis de influência nos trabalhos da Tabela 2.9 são: dosagem de coagulante e pH. Além dessas, a empresa que comercializa o produto acrescenta que a concentração da solução também pode interferir na eficiência do processo.

Nagashima (2009) estudou o uso de tanino, o Tanfloc SG[®], para tratamento de lixiviado do aterro de Paranavaí/PR, e obteve eficiência de remoção de 38% da DQO, 75% de cor, 51% de sulfeto e 45% de sulfato.

- **Moringa**

A *Moringa oleifera* Lam é uma espécie vegetal originária da Índia (Figura 2.6), da família Moringaceae, que se difundiu pelo mundo e consegue se desenvolver em regiões subtropicais secas e úmidas, tropicais secas e florestas úmidas, sendo muito resistente a seca (BEZERRA *et al.*, 2004).

Trata-se de uma planta de usos múltiplos, com propriedades alimentares (rica em vitamina A) e medicinais (PALADA, 1996; MAKKAR e BECKER, 1997 *apud* GIRARDI, 2009). As sementes desta espécie (Figura 2.7) têm sido utilizadas no

nordeste brasileiro no tratamento de água para consumo humano, dada a escassez de água potável para a população rural nessa região (BEZERRA *et al.*, 2004).



Figura 2.6: *Moringa Oleifera* Lam.

Fonte: http://www.oramsnurseries.com.au/moringa_oleisera_HorseradishTree.jpg



Figura 2.7: Sementes da *Moringa oleifera*.

A capacidade das sementes da moringa de coagular/flocular colóides em águas naturais é atribuída a uma proteína floculante, isolada pelos pesquisadores Gassenschmidt *et al.* (1995), que tem massa molecular da ordem de 150.000 unidades (GIRARDI, 2009).

Segundo Ndabigengesere e Narasiah (1995) as sementes são uma alternativa viável de agente coagulante, em substituição aos sais de alumínio, que são utilizados no tratamento de água em todo o mundo. Comparada com o alumínio, as sementes da

moringa não alteraram significativamente o pH e a alcalinidade da água após o tratamento e não causam problemas de corrosão e produzem um lodo biodegradável (GHEBREMICHAEL, 2005 *apud* GIRARDI, 2009).

Alguns estudos apresentam as potencialidades e vantagens da *Moringa oleifera* Lam como coagulante natural para tratamento de águas de abastecimento (BORBA, 2001; SILVA *et al.*, 2007; SIQUEIRA, 2009). Girardi (2009) testou as sementes da moringa para tratamento de vinhaça. Esses estudos apresentaram resultados positivos de tratabilidade, principalmente no que diz respeito à remoção de sólidos, cor e turbidez. No entanto, não foram encontrados trabalhos sobre tratamento de lixiviado de aterros com uso de sementes de moringa como agente coagulante no processo de tratamento.

2.10 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

Devido à complexa variabilidade dos lixiviados de diferentes aterros e sua alteração ao longo do tempo, embora a princípio todos os processos de tratamento de águas residuárias sejam aplicáveis, não há uma metodologia de tratamento padronizada, eficiente e prontamente aplicável a todos os casos.

Na escolha de uma metodologia de tratamento, intervêm fatores relacionados à existência de área e disponibilidade de recursos para implantação, operação e manutenção de um sistema para tratamento dos lixiviados, ou à existência de estações locais de tratamento de esgotos com capacidade de absorver as cargas geradas pelo aterro.

Neste sentido, a escolha por um sistema particular de tratamento de lixiviados deve estar inserida no contexto amplo do planejamento técnico do aterro, ou, no caso de aterros já em operação, no contexto das variáveis locais e possibilidades técnico-econômicas. Em qualquer um dos casos, o fator econômico é preponderante, devendo ser observados os critérios e padrões determinados pelo órgão ambiental da jurisdição.

2.11 PADRÕES DE LANÇAMENTO

Para a avaliação final do lixiviado a ser lançado no ambiente, vale lembrar a obrigatoriedade de obedecer aos critérios e padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos de fiscalização.

A Resolução CONANA 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água, diretrizes ambientais para o seu enquadramento e, juntamente com a Resolução CONANA 397/2008, estabelecem condições e padrões de lançamento de efluentes de nível federal, além de listarem o limite dos principais parâmetros de controle.

Em nível estadual, cabe aos estados delimitar os padrões de lançamento de efluentes, a partir das características regionais e locais. Os limites geralmente são os adotados pela resolução CONAMA 357/2005 e, a eles, são adicionados os valores máximos de lançamento de matéria orgânica.

No estado do Paraná, a delimitação das concentrações máximas para lançamento de efluentes é feita com base nas características dos corpos receptores, sendo admitidas concentrações máximas de 50 mg.L^{-1} para DBO e 150 mg.L^{-1} para DQO (IAP, 1997 *apud* ARAÚJO, 2008).

Além das resoluções mencionadas, há diversas normas, portarias, resoluções e instrumentos legais de fiscalização e controle para lançamento de cargas poluidoras. Quando da implantação e/ou operação de obras ou instalação que gerem efluentes líquidos de qualquer espécie, os mesmos devem ser seguidos – sem exceções.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A cidade de Maringá está localizada no noroeste do estado do Paraná/Brasil e possui aproximadamente 326 mil habitantes (IBGE, 2007). O clima predominante segundo a classificação de Köppen é o Cfa: subtropical úmido, do tipo mesotérmico úmido, com chuvas bem distribuídas durante o ano e verões quentes.

Os solos predominantes são: Latossolo Vermelho Distroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico. Nessa área são encontrados também Neossolos Litólicos e Cambissolos, estes em áreas de ruptura de relevo e de declividade alta. São originários da decomposição do basalto e apresentam textura argilosa, com boa permeabilidade (DALQUANO, 2005).

O local atual de disposição final dos RSU da cidade de Maringá está situado na Gleba Ribeirão Pinguim, no contorno sul da cidade (Figura 3.1). O terreno, que se distancia a cerca de 10 km do centro da cidade, foi adquirido pela Prefeitura Municipal de Maringá no início da década de 1970, e a partir de então, passou a receber resíduos de diversas espécies.

O aterro divide espaço, em sua maioria, com pequenas e médias propriedades rurais, além de chácaras e sítios e zona de mananciais. Na região encontram-se dois corpos de água superficiais: Córrego Corvo Rei e Borba Gato, que se unem ao Ribeirão Pinguim e seguem para outras regiões (BARROS JR., *et al.* 2004).

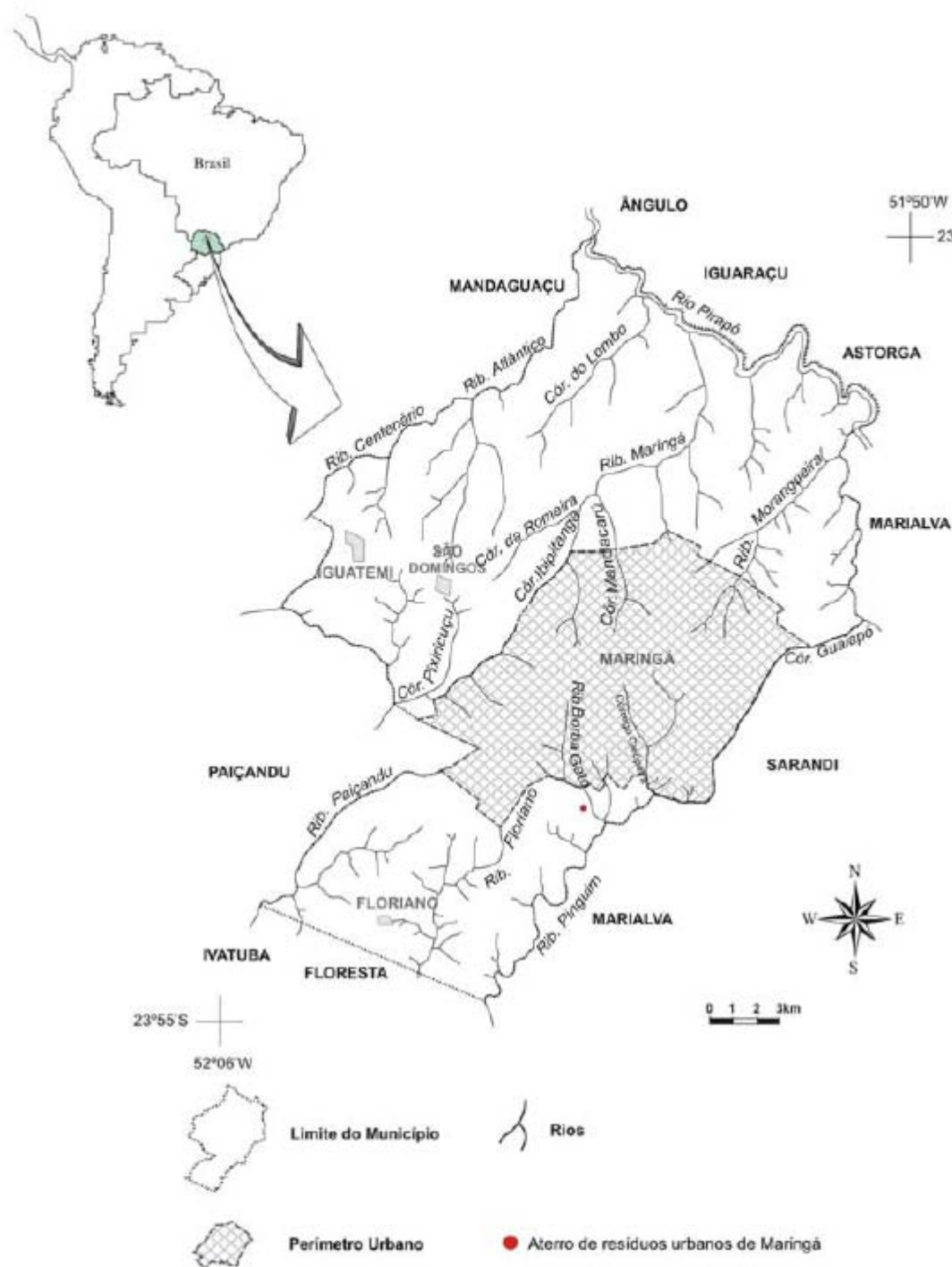


Figura 3.1: Localização da área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Maringá/PR.
 Fonte: Borges (2006).

Segundo Dalquano (2005) a área de influência do aterro apresenta alta fragilidade, por se tratar de área de declive, associados a solos rasos e afloramentos de rocha. O entorno está ocupado por exploração mineral e deposição de resíduos de construção e demolição (RCD's), além de cursos de água, conforme mencionado.

O aterro ocupa uma área de aproximadamente 80 hectares e, segundo a Prefeitura Municipal de Maringá (2002), recebe em torno de 300 toneladas de lixo por dia, o que equivale a um índice *per capita* de 1 (um) kg/dia (GARCIA, 2006).

De acordo com Barros Jr. (2002) o resíduo domiciliar da cidade de Maringá é composto por cerca de 52% matéria orgânica, 18% papel, 14% plástico, 5% metais, 3% vidro, 3% madeira/couro/borracha e 3% de outros materiais.

Atualmente a área de disposição dos resíduos sólidos domiciliares de Maringá não se encontra em condições adequadas do ponto de vista legal e ambiental. O que se pode encontrar no local é uma espécie de aterro controlado (Figura 3.2). Os resíduos que chegam à área são depositados em valas não impermeabilizadas, compactados e cobertos periodicamente; não há coleta e tratamento de gases. O aterro conta com um sistema de coleta e tratamento do líquido percolado (lixiviado), porém com eficiência duvidosa. O sistema de tratamento é composto por 4 (quatro) lagoas de estabilização em série, sendo três impermeabilizadas e a última não impermeabilizada. Essas condições são incompatíveis para uma cidade que gera mais de 300 toneladas de resíduos.dia⁻¹.



Legenda: 1 = Local de triagem dos resíduos. 2 = Biopuster.

Figura 3.2: Vista superior da área do aterro de Maringá/PR.

Fonte: André Renato (2009).

No intuito de solucionar os problemas relacionados à área de disposição final dos seus RSU, a administração municipal contratou temporariamente uma tecnologia austríaco-alemã: *Biopuster*. Essa tecnologia baseia-se, na técnica de decomposição dos resíduos orgânicos – separados previamente dos recicláveis – com injeção de ar

comprimido e oxigênio no interior dos aglomerados de resíduos. Essa ação proporciona força motriz (oxigênio) para as bactérias aeróbias decompor o material com mais rapidez, para diminuição do volume e, em seguida, dispô-lo em leiras de compostagem. O intuito “ideológico” da tecnologia é aplicar o composto das leiras na adubação no solo.

Os gases gerados no processo são coletados por tubulações periféricas, passam por filtros e são liberados na atmosfera na forma de vapor. No caso do lixiviado, a área é toda impermeabilizada e há um sistema de drenagem que realiza a coleta e encaminha-o para tanques de acondicionamento, até o momento de ser lançado aos amontoados de resíduos, de maneira a fornecer umidade. Trata-se, portanto, de um sistema fechado de recirculação do efluente no processo. Vale lembrar que não há adição de componente ou composto, ou seja, o efluente é recirculado *in natura*.

A contratação dessa tecnologia pela prefeitura de Maringá foi uma medida emergencial, devido às séries de notificações pelo Ministério Público e multas pelo órgão ambiental, devido às irregularidades do local no qual está implantado o aterro controlado da cidade. Nesse período, um processo de licitação está em tramitação para contratação de um processo de tratabilidade que se adéque às características dos resíduos domiciliares de Maringá e que esteja em conformidade com as exigências ambientais.

Diversas tentativas de solucionar a problemática da destinação final dos resíduos domiciliares de Maringá, advindas desde a década de 1970 foram fadadas ao fracasso. Apesar dos esforços, pode-se considerar que a atual situação da disposição final dos RSU de Maringá ainda apresenta inconformidades e chega a se tornar um dilema abstruso, envolto por dinamicidade de interesses que, muitas vezes, se desnorream dos principais objetivos: saúde ambiental e humana.

4 METODOLOGIA

A seguir serão apresentados os pontos de coleta nas lagoas de tratamento do lixiviado de Maringá, bem como os parâmetros físico-químicos e procedimentos analíticos utilizados para caracterização do efluente, além dos procedimentos seguidos para realização dos testes de tratabilidade: 1) coagulação/floculação com tanino e moringa; 2) radiação UV; 3) coagulação/floculação + radiação UV e; 4) ozonização.

4.1 PONTOS DE COLETA

✓ Lixiviado do Aterro Controlado

As amostras de lixiviado do aterro foram coletadas mensalmente, por um período de 9 meses – de outubro/2008 a jun/2009. Os pontos de coleta do lixiviado foram definidos de maneira a verificar a influência das lagoas durante o tratamento (Figura 4.2), sendo: Ponto 1 correspondente à coleta do lixiviado bruto (antes da primeira lagoa – Figura 4.2A); Ponto 2 correspondente a coleta na entrada da segunda lagoa (Figura 4.2B); Ponto 3: na entrada da terceira lagoa (Figura 4.2C); Ponto 4: na entrada da quarta lagoa (Figura 4.2D); Ponto 5: no interior da quarta lagoa (Figura 4.2E e F).

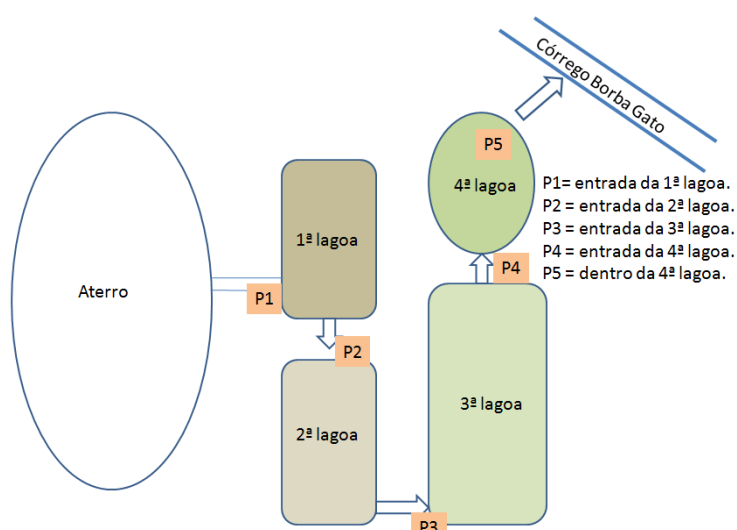


Figura 4.1: Croqui representativo dos pontos de coleta de lixiviado do aterro de Maringá/PR.



Figura 4.2: Pontos de coleta das amostras de lixiviado nas lagoas de tratamento do aterro controlado de Maringá. 4.2A: Ponto 1 (1ª lagoa); 4.2B: Ponto 2 (2ª lagoa); 4.2C: Ponto 3 (3ª lagoa); 4.2D: Ponto 4 (entrada da 4ª lagoa); 4.2E e 4.2F: Ponto 5 (4ª lagoa).

As coletas se deram da seguinte forma no decorrer do período: de outubro/08 a dezembro/08, foram coletadas amostras nos pontos 1 e 4; de janeiro/09 a abril/09 foram coletados nos pontos 1 e 3; e exclusivamente no mês de abril, foram coletadas amostras nos pontos 1, 2, 3 e 5. A partir do mês de abril/2009, foram realizadas as coletas somente no Ponto 1, para realização dos testes de

tratabilidade. Em todos os meses, as coletas eram realizadas no período da manhã, sendo estas pontuais e instantâneas.

As amostras eram coletadas com auxílio de uma garrafa coletora e acondicionadas em frascos previamente lavados com solução de ácido clorídrico (10%) e água destilada. As análises realizaram-se no Laboratório de Gestão, Controle e Preservação Ambiental do Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá (UEM) e foram conduzidas de acordo com os procedimentos analíticos apresentados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* – APHA (1998). As análises eram realizadas em triplicata para maior confiabilidade dos resultados.

4.2 PARÂMETROS AVALIADOS E MÉTODOS DE ANÁLISES

Os parâmetros avaliados, bem como a metodologia seguida para análise dos mesmos são descritos a seguir:

- **Precipitação pluviométrica**

O índice médio mensal de precipitação pluviométrica para os meses de outubro/08 a abril/09 foi adquirido junto a Estação Climatológica da Universidade Estadual de Maringá.

- **Vazão**

A medição de vazão do lixiviado foi possível com utilização de proveta graduada e cronômetro digital, com os quais eram medidos volume por unidade de tempo.

- **Alcalinidade total**

A alcalinidade era determinada pelo método de titulação descrito por Silva (1977), conforme metodologia no ANEXO 1.

- **Condutividade**

A medição da condutividade era realizada *in loco* e medida pelo condutivímetro da marca Digimed, modelo DM-3, de acordo com o procedimento descrito no manual do aparelho.

- **Cor aparente**

A análise da cor aparente das amostras era realizada no espectrofotômetro HACH DR/2010, o qual realiza a leitura direta e os resultados são expressos em mg PtCo/L. A determinação seguiu o método padrão *Platinum – Cobalt*, o qual consiste na medida da absorbância da amostra em comparação com a solução padrão de platina e cobalto.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)**

Determinou-se o teor de Demanda Bioquímica de Oxigênio pelo método eletrométrico com membrana de DBO de cinco dias (DBO₅), descrito por APHA (1998).

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Para determinar a DQO utilizou-se o método colorimétrico (método 5220 B) descrito por APHA (1998). Para a digestão das amostras, era utilizado um reator COD – REACTOR HACH e a leitura era realizada no espectrofotômetro HACH DR/2010, no qual está inserido uma curva padrão para os reagentes preparados no método. A metodologia detalhada encontra-se no Anexo 2.

- **Fósforo**

Para determinação do fósforo (P), foram seguidos os procedimentos estabelecidos por Silva (2001), no Manual de Análises Físico-químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias, conforme metodologia no Anexo 3.

- **Oxigênio Dissolvido**

O Oxigênio Dissolvido era medido no momento da coleta pelo oxímetro digital portátil, marca Digimed e seguido o método eletrométrico com membrana.

- **Potencial Hidrogeniônico (pH)**

A medida do pH era realizada *in loco* pelo método eletrométrico, com auxílio do pHmetro digital portátil modelo Digimed DM-2.

- **Sólidos**

Os SST (sólidos suspensos totais) e os SDT (sólidos dissolvidos totais) eram determinados pelo método gravimétrico descrito por APHA (1998).

- **Temperatura**

A temperatura das amostras era medida em termômetro de haste de mercúrio no momento da coleta.

- **Cloreto**

O teor de cloreto foi determinado pelo emprego do método argentimétrico de Mohr, o qual consiste na titulação do íon Cl^- a partir de uma solução de AgNO_3 (Synth[®]) que, na presença de cromato de potássio (K_2CrO_4 - Synth[®]), forma cloreto de prata (AgCl) e cromato de prata (Ag_2CrO_4), de cor avermelhada. Com exceção desse parâmetro, sua aferição deu-se a partir de abril/2009 e, por esse motivo, não é discutida juntamente com os demais parâmetros; a variação da sua concentração está apresentada na Tabela 5.1.

- **Turbidez**

A turbidez era determinada a partir da agitação da amostra para homogeneização dos materiais presentes. Foi utilizado um espectrofotômetro HACH DR/2010, para leitura da turbidez de forma direta, como os resultados expressos em NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

- **Séries de Nitrogênio**

A determinação das formas de nitrogênio: amoniacal, nitrito e nitrato eram realizadas com utilização dos KIT-HACH, por leitura colorimétrica e efetuada no espectrofotômetro HACH DR 2010, segundo a metodologia descrita no manual do equipamento. Assim como a DBO_5 , o nitrogênio amoniacal começou a ser analisado a partir de dezembro/08.

4.3 TRATAMENTO DO LIXIVIADO

Os ensaios de tratabilidade foram realizados no período de maio/2009 a janeiro/2010. A Figura 4.3 apresenta um fluxograma do procedimento experimental para determinação da tratabilidade do lixiviado.

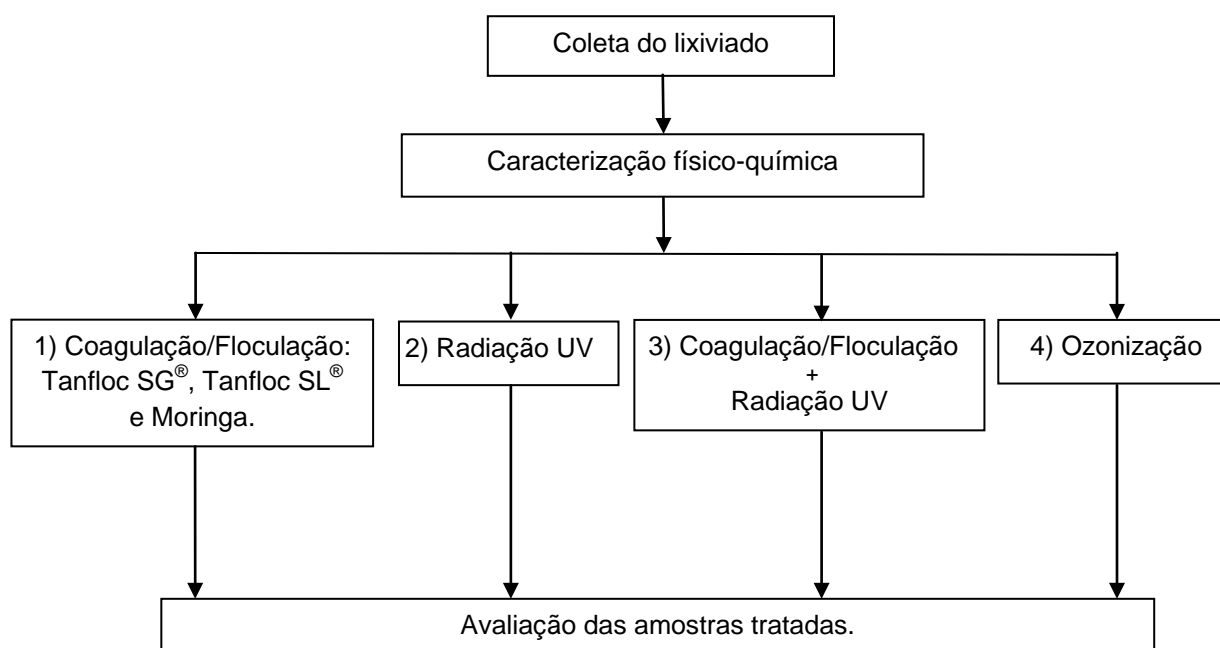


Figura 4.3: Fluxograma do procedimento experimental para tratabilidade do lixiviado.

4.3.1 Tratamento 1: Processo de Coagulação/Floculação

Os testes de tratabilidade pelo processo de coagulação/floculação foram realizados em escala de bancada no equipamento *Jar test* Milan – Modelo JT 101/6 de seis provas, o qual possui controlador da velocidade de rotação da mistura (Figura 4.4).



Figura 4.4: Equipamento *Jar test* utilizado nos ensaios de coagulação/floculação.

Os experimentos consistiram na adição de diferentes dosagens de coagulante em 200 mL de amostra bruta. A partir da adição do coagulante, as amostras eram sujeitas a agitação e, após esse período, ficavam em repouso para que os flocos formados sedimentassem. O sobrenadante era retirado e usado para as análises e controle da eficiência do tratamento.

Os ensaios foram realizados tendo como variáveis: tipo de coagulante e concentração do mesmo adicionado a amostra. Os demais parâmetros – como gradiente de mistura rápida, tempo de coagulação, gradiente de mistura lenta, tempo de floculação e tempo de sedimentação – foram fixados em função das condições ótimas testadas por Máximo (2007) e Konradt-Moraes (2004), e adotadas também nos testes realizados por Nagashima (2009) e Girardi (2009). Estas condições experimentais são apresentadas a seguir:

- Gradiente de velocidade para mistura rápida: 20 segundos a 120 rpm;
- Gradiente de velocidade para mistura lenta: 20 minutos a 45 rpm;
- Tempo de sedimentação: 15min. – 30 min..

Os coagulantes naturais utilizados foram: tanino e moringa. Para o caso do tanino, foram utilizados os produtos na forma líquida, comercializados pela empresa TANAC, de nomenclatura: Tanfloc SG e Tanfloc SL. As características fornecidas pelo fabricante estão apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Características específicas dos coagulantes Tanfloc SL e Tanfloc SG à base de tanino.

	Tanfloc SL	Tanfloc SG
Estado Físico	Líquido	Líquido
Densidade (g/cm³)	1,11	1,14
pH	1,3 – 2,3	1,3 – 2,3
Sólidos totais	23 a 27%	30 a 34%
Solvente	Exclusivamente água	

Fonte: Tanac S/A

Para preparação das soluções coagulantes de Tanfloc SL e Tanfloc SG, foi considerada uma solução de 10% (v/v), ou seja, para cada 10 mL da solução comercial de Tanfloc, completava-se o volume total de 100 mL com água destilada.

A preparação dessa solução foi necessária, visto a alta viscosidade e densidade do material comercializado.

No caso da moringa, foram utilizadas sementes da espécie *Moringa oleífera Lam.* para o preparo da solução coagulante. Nessa situação, foi considerada uma solução de 5% (m/v), para a qual, 5g de sementes de moringa sem casca eram triturados com 100 mL de água destilada. A trituração foi necessária para que as propriedades coagulantes da moringa fossem ativadas. Em seguida, filtrava-se a solução em filtro qualitativo e o filtrado era utilizado nos experimentos.

A concentração (dosagem) dos coagulantes usados – Tanfloc SL, Tanfloc SG e moringa – foi definida a partir de ensaios preliminares realizados no Laboratório de Gestão, Controle e Preservação Ambiental – DEQ/UEM e estão apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2: Dosagem de solução dos coagulantes testados.

Coagulante	Dosagem (mL.L ⁻¹)
Tanfloc SL [®]	30
Tanfloc SL [®]	50
Tanfloc SL [®]	100
Tanfloc SG [®]	30
Tanfloc SG [®]	50
Tanfloc SG [®]	100
Moringa	30
Moringa	50
Moringa	100

Após os ensaios, os parâmetros analisados como critério para determinação da eficiência de remoção foram: Cor aparente, Turbidez e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A partir dos melhores resultados em função da variável coagulante, novos ensaios foram efetuados, com variação do pH da amostra: de levemente básico: 7,6 – que correspondia às condições originais da amostra bruta – para ácido: 5,0. O ajuste de pH da amostra foi realizado com solução de ácido clorídrico (HCl - Biotec[®]) e hidróxido de sódio (NaOH - Nuclear[®]). Essa etapa teve por finalidade comparar a variação de eficiência do coagulante em função de condições de meio levemente básico (7,6) e ácido (5,0).

Segundo a literatura, o pH é um fator muito importante nos processos de coagulação/floculação. A eficiência do coagulante como agente de aglomeração de

impurezas pode variar se aplicado em meio ácido, neutro ou básico. A maioria dos trabalhos científicos que fizeram uso de moringa e tanino apresentam melhores resultados em condições de pH neutro, o que não se pode ter como regra, visto a complexidade das características dos líquidos sujeitos aos tratamentos.

4.3.2 Tratamento 2: Radiação Ultravioleta – UV

Os ensaios experimentais de oxidação com radiação ultravioleta foram realizados no Laboratório de Gestão, Controle e Preservação ambiental do DEQ-UEM.

Os ensaios foram realizados em um reator Modelo SQ-PA, com dimensões de 30,5 x 5,2 cm. A radiação UV era proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio (protegida por um bulbo de quartzo) com potência nominal de 10 W; responsável pela emissão de energia luminosa com comprimento de onda de 254nm.

O sistema de tratamento consistiu em um reator de radiação – o qual abrigava em seu interior a lâmpada UV – um reator de mistura perfeita, bomba peristáltica, com regulagem da velocidade de fluxo, conforme apresentado na Figura 4.5.

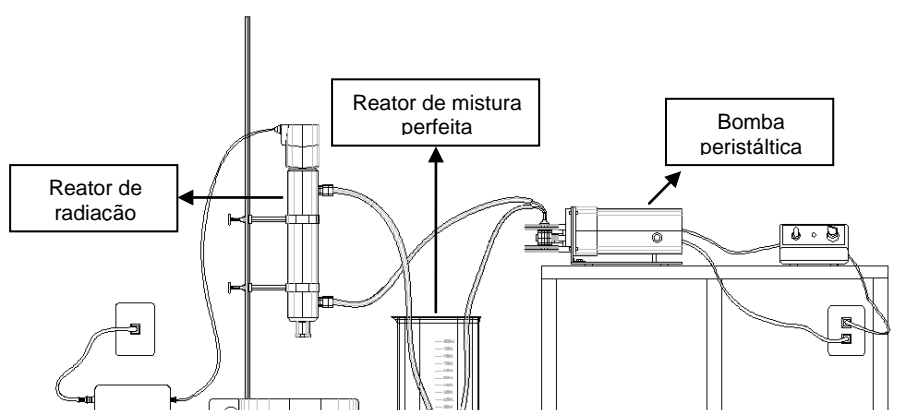


Figura 4.5: Representação simplificada do sistema de tratamento a partir de radiação ultravioleta.

Previamente ao início dos ensaios, com o reator contendo água destilada, a lâmpada UV era acionada e mantinha-se ligada por cerca de 15 minutos para estabilização da temperatura, conforme sugerido por Monaco (2006).

Para os experimentos, foram utilizados 500 mL de lixiviado bruto, os quais foram submetidos à radiação UV por um período de 4 horas. O lixiviado era bombeado do reator de mistura perfeita, para o reator de radiação, por meio da bomba peristáltica, e retornava ao reator de mistura completa, o que configurava um sistema em regime batelada.

Em intervalos de 30 minutos eram coletadas alíquotas de 10 mL da amostra, no intuito de verificar a influência do tempo de exposição da amostra à radiação UV durante o experimento.

Em cada ensaio foram testadas diferentes velocidades de fluxo do efluente no sistema operacional. As vazões testadas foram:

- 50 mL.min⁻¹;
- 100 mL.min⁻¹ e;
- 200 mL.min⁻¹.

Todos os ensaios de degradação foram conduzidos à temperatura ambiente.

Após o término dos experimentos, as amostras eram submetidas à análise dos parâmetros: cor aparente, turbidez e DQO para verificar a eficiência do processo quanto à remoção desses parâmetros.

4.3.3 Tratamento 3: Coagulação/floculação + Radiação UV

Após a determinação das melhores condições para o processo de coagulação/floculação – no tocante ao tipo de coagulante, sua concentração e pH de melhor desempenho – e conhecendo as melhores condições para os ensaios com radiação UV, foram realizados ensaios com processo combinado de coagulação/floculação/radiação UV.

Nessa etapa, foi utilizado um volume de 1000 mL de amostra bruta para o processo de coagulação/floculação. Após a adição do coagulante, agitação e sedimentação, 500 mL de sobrenadante foram coletados do recipiente e submetidos à radiação UV.

Os procedimentos e as condições operacionais de coagulação/floculação seguido de radiação UV, como: dose do coagulante, tempo de agitação, período de repouso, manuseio dos equipamentos, coleta das alíquotas nos intervalos de tempo, dentre outros – seguiram os mesmos procedimentos realizados nos sistemas de tratamento isolados.

Para avaliação da eficiência de tratamento, os parâmetros analisados foram: cor aparente, turbidez e DQO do lixiviado. Os resultados do processo combinado de coagulação/floculação/radiação UV foram comparados com os processos de coagulação/floculação e radiação UV efetuados isoladamente e, também, com os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente.

4.3.4 Tratamento 4: Ozonização

As instalações experimentais para os testes de tratamento por ozônio foram montadas no Laboratório Gestão, Controle e Preservação Ambiental do Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá, anexo ao Bloco D90.

Para os ensaios de ozonização, os componentes básicos utilizados no sistema foram: um gerador de oxigênio molecular, um gerador de ozônio, uma câmara de ozonização.

O gerador de oxigênio e o gerador de ozônio para a realização do experimento foram cedidos pela empresa Oxiclean Soluções Ambientais.

O gerador de oxigênio possuía um controlador para ajuste da vazão de oxigênio produzida. Esse equipamento era responsável pela transformação do ar do ambiente em oxigênio molecular (O_2), para alimentar o gerador de ozônio. Segundo Soares (2007) quando o gás que alimenta o gerador de ozônio é o oxigênio

molecular, a capacidade de formação do gás ozônio é maior, se comparado à alimentação pelo ar atmosférico.

O oxigênio molecular era transformado em ozônio no gerador de ozônio, através de descargas elétricas, conhecido como descarga corona. A partir de então, o ozônio seguia para a câmara de ozonização.

A câmara de ozonização consistia de um recipiente de vidro, com formato cilíndrico, altura de 75 cm, capacidade de 1100 mL e volume útil de 1000 mL. Nela ocorria a difusão do gás com o líquido através de uma pedra porosa, que produzia o efeito de micro-bolhas (Figura 4.6). Segundo Medeiros (2008) as micro-bolhas são de fundamental importância para que o gás ozônio seja transferido para a massa líquida, e para que as reações de oxidação ocorram.

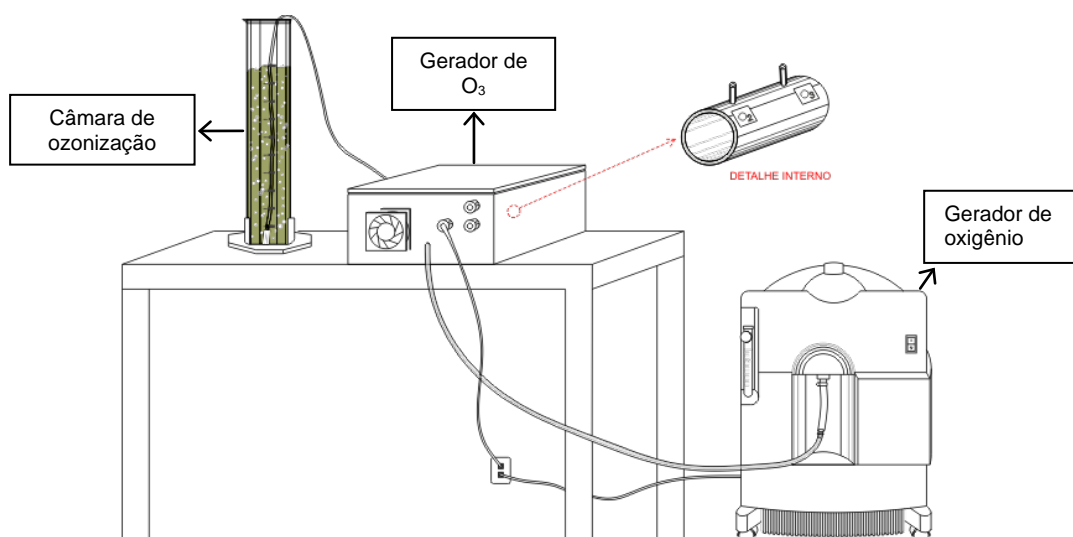


Figura 4.6: Representação simplificada do sistema de tratamento a partir de ozônio.

Para os testes de tratabilidade com ozônio, inicialmente foi necessário realizar a calibração do equipamento gerador de ozônio para posteriormente realizar os ensaios de ozonização.

✓ **Calibração do gerador de ozônio**

A calibração do equipamento gerador de ozônio foi realizada pelo método iodométrico, por meio de titulação indireta, segundo APHA (1998), método 2350 E.

Conforme o método, o gás ozônio era borbulhado em 1000 mL de uma solução de iodeto de potássio (KI) 2%, para que o ozônio oxidasse o KI e liberasse iodo (I₂). Passados 10 minutos, coletava-se uma alíquota de 10 mL da solução de KI ozonizada e adicionavam-se 2 gotas de ácido sulfúrico 2N, para fixação do ozônio no meio líquido. Em seguida, os 10 mL da solução de KI ozonizada eram titulados com tiosulfato de sódio 0,005N, até que a coloração amarelada, característica do iodo, desaparecesse, e anotava-se o volume de solução titulante gasto.

Esse procedimento foi realizado com diferentes vazões de oxigênio: 60, 120, 180, 240 e 300 L.h⁻¹. A partir do volume de tiosulfato de sódio gasto na titulação da solução de KI ozonizada, para cada uma das diferentes vazões, foi possível quantificar a produção de O₃ gerada pelo equipamento em um tempo definido de 10 minutos, com base na seguinte equação:

$$P = \frac{N \times 1440 \times V_{\text{tio}} \times V_{\text{KI}}}{t \times V_{\text{am}}} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

P = Produção de O₃ (g de O₃.h⁻¹);

N = normalidade do tiosulfato de potássio (N);

t = tempo de contato (min);

V_{tio} = volume gasto do tiosulfato de sódio (mL);

V_{KI} = volume do KI na coluna de ozonização (L);

V_{am} = volume da amostra a ser titulada (mL);

1440 = fator de correção das unidades.

A Figura 4.7 apresenta os resultados obtidos na Equação 1, os quais consistem na produção de O₃ gerada pelo equipamento, em função da vazão de oxigênio.

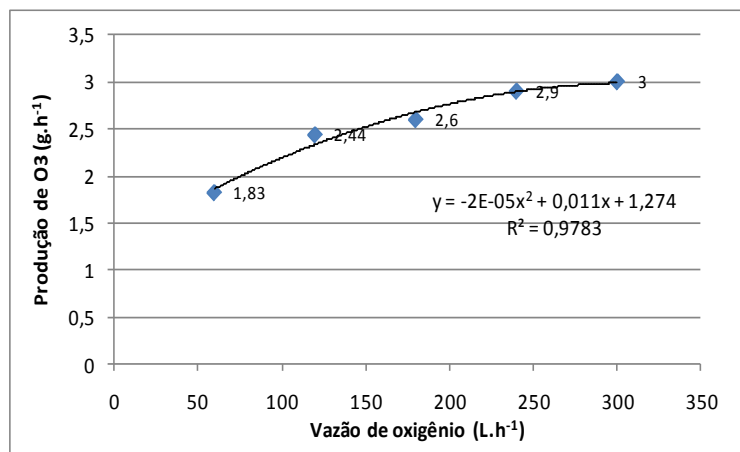


Figura 4.7: Produção de ozônio do equipamento usado por vazão de oxigênio.

Com base nos valores de produção de ozônio em função da vazão de oxigênio, foi possível calcular as dosagens de ozônio penetráveis no meio aquoso em função de um determinado tempo, a partir da seguinte equação:

$$P = \frac{D \times V_e \times 6 \times 10^{-2}}{t} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

D = Dose de O₃ (mg.L⁻¹)

V_e = Volume do efluente (L);

t = tempo de contato (min.);

6x10⁻² = fator de conversão de unidades.

Segundo Soares (2007) as doses de ozônio variam em função do tempo de contato do gás com o efluente. O tempo de contato e as dosagens utilizadas nesse trabalho serão apresentados no item subsequente.

✓ **Ensaios de ozonização**

Para os ensaios, utilizaram-se 1000 mL de lixiviado, que foram submetidos à ação do ozônio por um tempo de 120 minutos. A cada 15 minutos eram coletadas alíquotas da amostra para realização das análises e acompanhamento das características do lixiviado em função do tempo.

A vazão de oxigênio molecular definida foi de 240 L.h^{-1} , que correspondia a produção de ozônio de $2,9 \text{ g.h}^{-1}$ (conforme Equação 1). Segundo Soares (2007) vazões acima de 300 L.h^{-1} podem provocar agitação excessiva do meio aquoso, e exercer influência negativa na transferência de ozônio da fase gasosa para a líquida. Conforme supracitado, as doses de ozônio aplicadas no líquido variaram em função do tempo de contato gás-líquido (SOARES, 2007). Sabendo-se que a produção de ozônio de $2,9 \text{ g.h}^{-1}$ era estável, e fazendo uso da Equação 3, pode-se encontrar as doses de ozônio a serem aplicadas no efluente em função do tempo, definido para a realidade desse experimento (5, 15, 30, 45, 60, 75, 90 e 120 min.). estes valores estão apresentados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Dose de ozônio aplicada no efluente em função do tempo.

Tempo de contato (min)	Dosagem de ozônio aplicada (g.L^{-1})
5	0,24
15	0,76
30	1,45
45	2,18
60	2,90
75	3,63
90	4,35
120	5,80

Vale evidenciar que nesse trabalho não foram levantados a quantidade de ozônio residual da massa líquida, nem o *off-gás*, que compõem a quantidade de ozônio não absorvida pelo líquido. A literatura apresenta que normalmente a quantidade de ozônio não absorvida corresponde em torno de 60% da dose de ozônio total aplicada no líquido. A percentagem pode variar por diversos fatores, como: vazão do oxigênio, produção de O_3 , tamanho e velocidade de ascensão das micro-bolhas, tempo de contanto, altura da câmara de ozonização, dentre outros.

Durante os ensaios, foram analisados os parâmetros: Cor aparente, turbidez, pH e DQO; e ao término dos experimentos, analisaram-se também: Alcalinidade, Cloreto, N-amoniacal, Sólidos Suspensos e Dissolvidos, Fixos e Voláteis.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Primeiramente são relatados os dados de precipitação mensal do período estudado (outubro/2008 a abril/2009); em seguida, são descritos e discutidos os parâmetros físicos e químicos do lixiviado das lagoas de estabilização. Por fim, são relatados os resultados referentes ao tratamento por: 1) coagulação/floculação com tanino (Tanfloc SG e Tanfloc SL) e moringa; 2) tratamento com radiação ultravioleta, 3) combinação dos dois sistemas: coagulação/floculação + radiação UV; 4) tratabilidade pelo processo de ozonização.

5.1 MONITORAMENTO

5.1.1 Precipitação Pluviométrica

A precipitação pluviométrica é um fator a ser levado em consideração no estudo de monitoramento de lixiviados de aterro, visto que composição, concentração e quantidade de efluente gerado sofrem influência das condições ambientais, dentre elas a pluviometria.

O índice de precipitação apresentou oscilações durante o período de estudo, conforme pode ser visualizado na Figura 5.1. A distribuição de chuvas foi irregular no decorrer dos meses, com destaque aos meses de dezembro/08 e, principalmente, abril/09, que apresentaram os menores índices pluviométricos: 85,8 mm e 58,9 mm, respectivamente. Os meses mais chuvosos foram janeiro/09, com 264,7 mm, e fevereiro/09, com 301,1 mm.

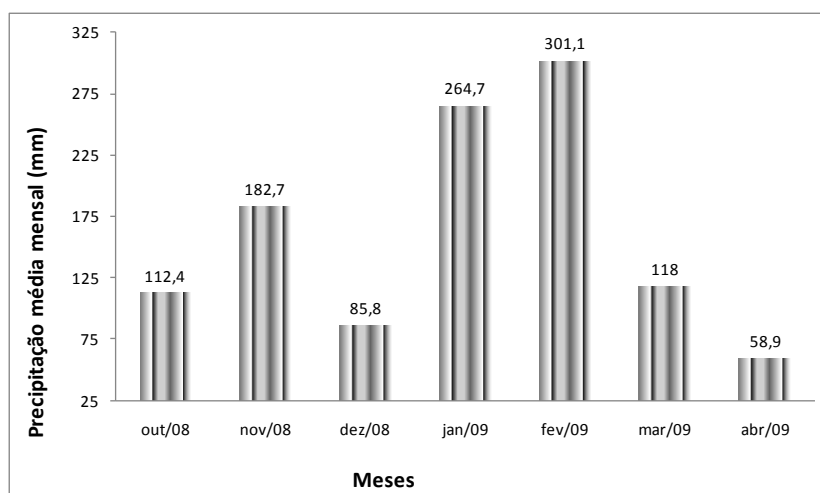


Figura 5.1: Variação do nível de precipitação pluviométrica no período de outubro/08 a abril/09, para a cidade de Maringá/PR.

5.1.2 Caracterização do lixiviado das lagoas de estabilização do aterro controlado

Os dados referentes ao lixiviado das lagoas de tratamento correspondem aos meses de Outubro/2008 a Abril/2009, exceto os parâmetros DBO_5 e N-amoniacal, os quais, por erros nos procedimentos de análise, começaram a ser determinados, com confiabilidade, a partir do mês de dezembro/08. A partir de Abril/09, o lixiviado não foi mais gerado pelo aterro. As causas podem ser diversas, algumas até desconhecidas. Podem-se citar algumas: problemas de entupimento do sistema de drenagem do lixiviado, baixo índice de precipitação pluviométrica (conforme pode ser observado na Figura 5.1) e diminuição da quantidade de RSU depositada nas valas, pois nesse período, parcela dos resíduos que chegavam ao aterro era encaminhada ao processo de tratamento *Biopuster*, que ficou em operação por certo período de tempo.

5.1.2.1 Vazão

A vazão do lixiviado foi medida nos Pontos 1 e 3, que correspondem ao local de entrada da 1ª lagoa (lixiviado bruto) e à entrada da 3ª lagoa. Para o Ponto 1, o

volume de efluente medido variou de 116 mL/s a 764 mL/s (Figura 5.2), e obteve-se média de 322,17 mL/s. No Ponto 3, foram realizadas 4 (quatro) medições, sendo que a média foi de 491,5 mL/s.

Em fevereiro/09 a medição da vazão no Ponto 1 não foi possível, porque o local de coleta encontrava-se encoberto pela lâmina da água residuária da 1ª lagoa. Para este mês, a vazão no Ponto 3 foi de 1.080 mL/s, o qual equivale ao maior valor detectado no período amostral (Figura 5.2).

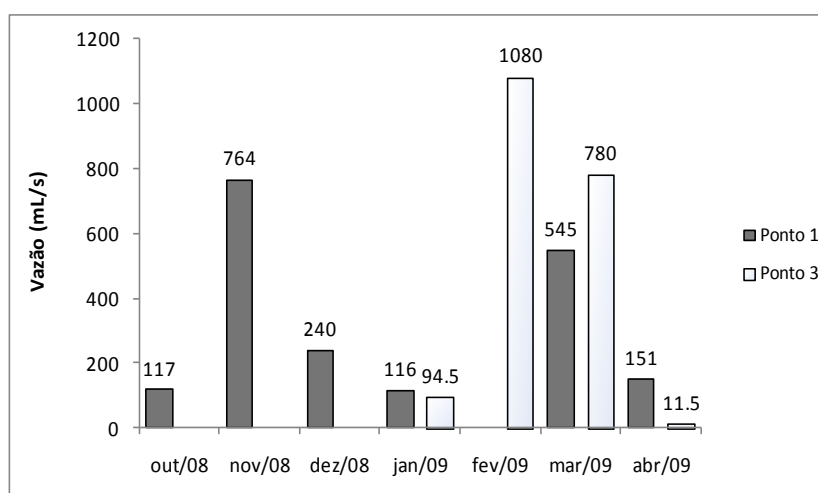


Figura 5.2: Variação da vazão nos Pontos 1 e 3 das lagoas de estabilização do lixiviado.

Ao se analisar os dados de vazão, verifica-se que a vazão do Ponto 1 foi maior do que a do Ponto 3 nos meses de janeiro/09 e abril/09 (Jan/09: Ponto 1=116mL/s e Ponto 3=94,5 mL/s; Abr/09: Ponto 1=151 mL/s e Ponto 3=11,5 mL/s), o que condiz com um sistema de entrada-saída que possui tempo de retenção e ainda, uma parcela de perda de volume pela evaporação.

No entanto, no caso do mês de março/09, a vazão de entrada foi menor que a vazão de saída, o que indica que pode ter havido entrada de líquido por outras fontes, possivelmente da água pluvial lixiviada da área de entorno das lagoas.

Além disso, considera-se que, pela vazão elevada de entrada e saída detectada, pode haver baixo tempo de retenção nas lagoas, o que vem a comprometer seu funcionamento.

Por fim, considera-se que as variações de vazão podem ter sido influenciadas pela distribuição irregular de chuvas durante os meses, mas, vale lembrar que os valores

de precipitação correspondem às médias mensais, enquanto que os de vazão são atribuídos às coletas diárias.

5.1.2.2 Temperatura

A temperatura é um fator que exerce influência sobre a atividade microbiológica e, conseqüentemente, interfere diretamente na estabilização do lixiviado.

Dessa maneira, a legislação estabelece padrões máximos de temperatura para lançamento de efluentes, por interferirem na dinâmica da diversidade da fauna aquática.

Em todos os pontos de medição da temperatura, não foram detectados valores acima do máximo permitido pela legislação: 40 °C (Figura 5.3).

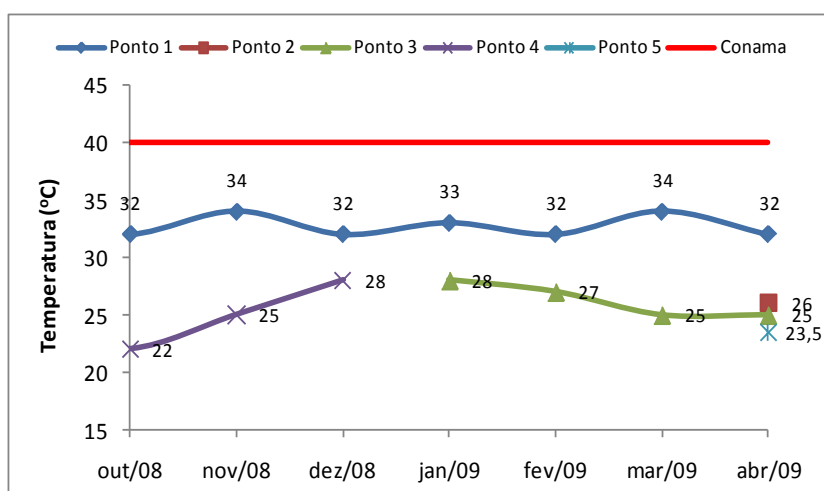


Figura 5.3: Variação temporal da temperatura nas amostras de lixiviado.

A temperatura no Ponto 1 – que corresponde ao lixiviado bruto – sempre se mostrou maior que a dos demais pontos. Neste ponto, em específico, a temperatura ficou entre 32 °C e 34 °C, o que se encaixa na faixa ideal para a realização dos processos de degradação biológica.

Verifica-se ainda, na Figura 5.3, que na sucessão dos pontos, no decorrer do percurso do sistema de lagoas, a temperatura caía, e, chegou a ter variação de 8,5 °C do primeiro para o último ponto no mês de abril.

A partir disso, pode-se considerar que a temperatura neste período amostral sofreu maior influência do próprio sistema implantado, do que das variações estacionais, ou seja, esta variou fundamentalmente de acordo com as condições operacionais.

5.1.2.3 Potencial Hidrogeniônico – pH

O pH é um parâmetro muito importante, por influenciar em diversos equilíbrios e reações químicas que ocorrem no ambiente, além de exercer influência, assim como a temperatura, sobre a atividade microbiana.

Este parâmetro indica se o meio se encontra em condições ácidas, alcalinas ou neutras. O pH ideal para a maioria das bactérias, para que não afete as atividades enzimáticas, é próximo da neutralidade (EDUARDO, 2007).

No presente estudo, o pH não apresentou muitas oscilações; as variações ficaram entre as faixas padronizadas pela Resolução 357 do CONAMA – entre 5 e 9 (Figura 5.4).

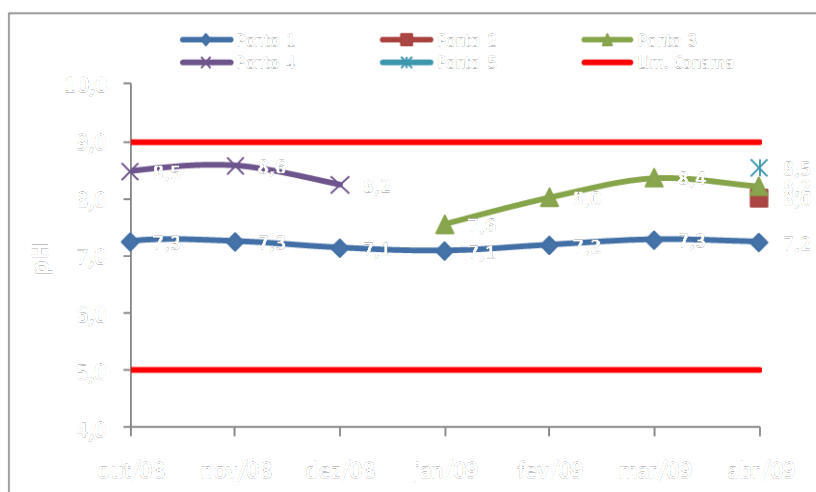


Figura 5.4: Variação temporal do pH nas amostras de lixiviado.

Na entrada da 1ª lagoa (Ponto 1), o pH permaneceu próximo do neutro, para todos os meses de estudo, o que está próximo do conveniente à atividade microbiana. No entanto, nos pontos subsequentes, o pH tendeu à alcalinidade, como é detectado no mês de abril/09, por exemplo, com a sequência pontual de 7,24; 8,01; 8,22; e 8,54 para os Pontos 1, 2, 3 e 5, respectivamente (Figura 5.4). Esse fenômeno não é um ponto positivo, pois em pH alcalino a quantidade de bactérias tende a diminuir, o que compromete a ação decompositora microbiológica. As lagoas, neste caso, tendem a produzir efeito alcalinizante no meio.

De acordo com Nagashima (2009) o pH alcalino é característico de lixiviados gerados em aterros antigos, que se encontram na fase metanogênica, na qual há degradação de ácidos graxos livres e de cadeias carbônicas curtas, que tendem a elevar o pH para faixas alcalinas. Já valores de pH ácidos, são encontrados em lixiviados de aterros novos. pH próximo ao neutro à levemente alcalino, detectado para este lixiviado, pode indicar que o aterro se encontra em transição de fase acidogênica para metanogênica.

Os valores de pH determinados para o lixiviado bruto do aterro controlado de Maringá são semelhantes aos resultados obtidos por Borges (2006), que realizou estudo há 3 (três) anos com o efluente do mesmo aterro, embora tenha havido diversas mudanças estruturais das condições do aterro. O estudo realizado pela autora se estendeu de março/2005 a março/2006, e a variação média de pH para este lixiviado ficou entre 7,5 e 8,5.

Já o pH do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho/RJ, estudado por Eduardo (2007), variou de forma inversa: o lixiviado bruto que se encontrava alcalino (entre 8,0 e 8,2), após tratamento sequencial, cuja última etapa era o processo de nanofiltração, diminuiu, e ficou próximo do neutro (entre 6,8 e 7,5). A diferença entre o pH dos lixiviados bruto e tratado para os aterros de Maringá e Gramacho demonstra que não é possível estabelecer um comportamento padrão, visto que diversas variáveis exercem influência, como por exemplo, características dos resíduos depositados, bem como do sistema de tratamento adotado.

5.1.2.4 Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência que um feixe de luz sofre ao atravessar um líquido, o que confere a aparência de turvo ao mesmo. Os interferentes podem ser desde sólidos e detritos orgânicos, como também algas e bactérias.

Este parâmetro, para a água residuária em estudo apresentou importante oscilação, em todos os meses do período amostral, tanto para o lixiviado bruto (variação de 8 NTU a 54 NTU), como para os pontos subsequentes (variação de 2 NTU a 34 NTU), porém, bem abaixo do limite máximo permitido pela Resolução 357/2005 do CONAMA: 100 NTU (Figura 5.5).

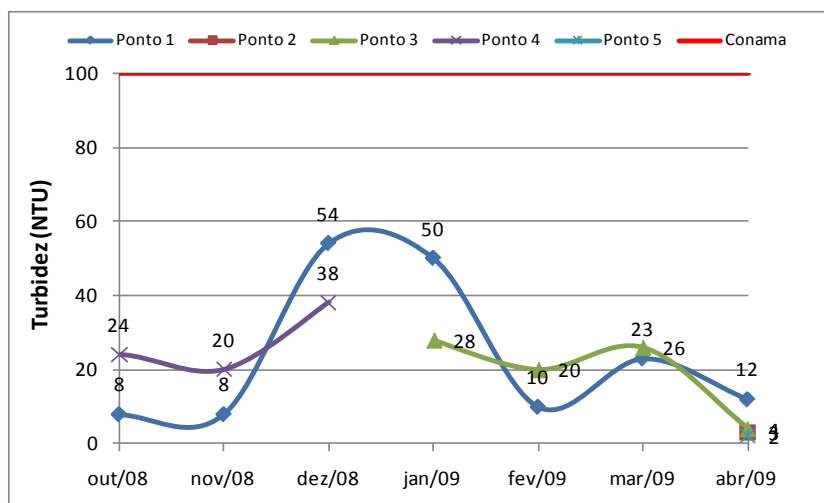


Figura 5.5: Variação temporal de turbidez (FAU) nas amostras de lixiviado.

Os dados de turbidez do lixiviado bruto ora foram maiores, ora menores do que os pontos seguintes que compõem o tratamento, o que representa que o sistema não interfere positiva ou negativamente na turbidez do meio.

5.1.2.5 Cor aparente

A análise da cor de um determinado meio aquoso é um parâmetro importante no monitoramento de águas residuárias, como o lixiviado de aterros sanitários. A cor está associada ao grau de redução que a intensidade da luz sofre ao atravessar o

meio. Esta redução ocorre devido à presença de sólidos dissolvidos, coloidais e em suspensão. No caso da cor aparente, esta representa a presença de sólidos em suspensão, e está diretamente relacionada à dificuldade de penetração de luz no meio, o que compromete as reações dos seres biológicos fotossintetizantes no meio. O valor de cor máximo estabelecido pelas normas vigentes é de 75 mg Pt/L. No estudo em questão, todas as amostras coletadas, tanto anterior como posterior às lagoas, apresentaram valores acima desta faixa. As variações ficaram entre 475mg Pt/L a 1.475mg Pt/L (Figura 5.6).

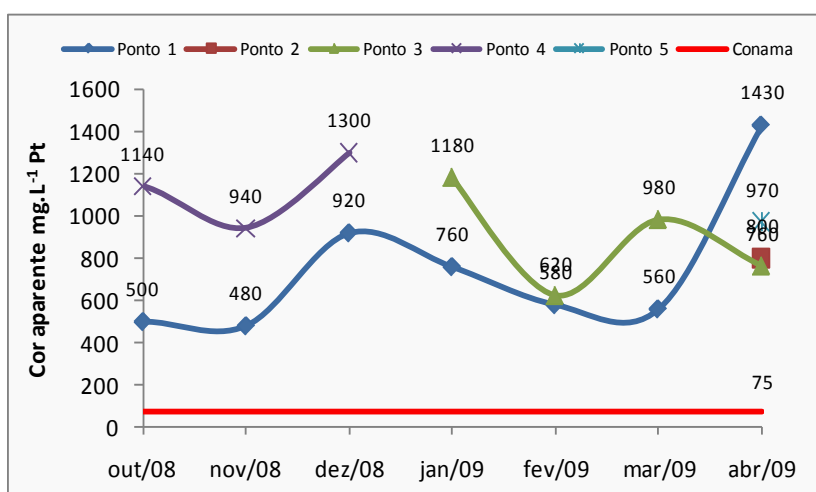


Figura 5.6: Variação temporal de cor aparente nas amostras de lixiviado.

A cor do lixiviado bruto ficou sempre abaixo se comparada aos pontos posteriores, com exceção ao mês de abril/09. A possível causa é o suposto por Silva (2007), de que a presença de algas aumenta os valores de cor, o que inibe a penetração de luz e, conseqüentemente, prejudica a fotossíntese.

A Figura 5.7 apresenta amostras do lixiviado, coletado nos pontos 1, 2, 3 e 5, no mês de abril de 2009, na qual pode-se perceber a variação de cor do lixiviado nos diversos pontos de coleta.

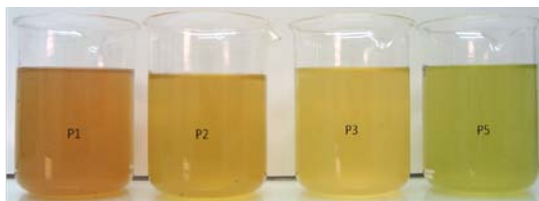


Figura 5.7: Lixiviado coletado em abril/2009 nas lagoas de estabilização do aterro de Maringá/PR.

A cor esverdeada do lixiviado do Ponto 5, pode estar associada com a presença de algas, que apresentam essa cor característica, como é o caso do grupo Euglenofíceas, Clorofíceas e as Cianobactérias.

A partir dos resultados obtidos em todo o período amostral, percebe-se que a cor não foi removida pelo sistema de tratamento de lagoas. Isso se torna um inconveniente, pois, cor elevada inibe os processos metabólicos tais como a atividade fotossintética.

No estudo realizado por Borges (2006) para esse efluente, os valores de cor foram ainda maiores, chegando a atingir picos de 120.000 mg Pt/L, para o lixiviado bruto. Isso possivelmente porque não havia qualquer sistema de drenagem para o lixiviado, quando do período de estudo da autora, e o lixiviado era coletado logo acima do solo, o que pode ter influenciado os valores detectados pela mesma, o que não ocorreu no presente trabalho.

O lixiviado bruto do município de Paranavaí, nas proximidades de Maringá, estudado por Nagashima (2006), também apresentou valores de cor bem elevados, em torno de 16.000mg Pt/L.

5.1.2.6 Sólidos Totais Suspensos e Dissolvidos

A presença de sólidos em elevadas concentrações nos lixiviados de aterros, pode inibir a atividade microbiana dos microrganismos e indicar que há elevadas concentrações de matéria orgânica. De acordo Kjeldsen *et al.* (2002) as concentrações de sólidos totais (ST), em lixiviados de aterros sanitários podem variar entre 2.000 mg.L⁻¹ e 60.000 mg.L⁻¹.

As concentrações de sólidos suspensos totais (SST) – que corresponde a partículas com tamanho superior a $0,45\mu\text{m}$ – para o lixiviado do aterro de Maringá/PR, concentraram-se na faixa de 10 mg.L^{-1} a 90 mg.L^{-1} , sendo que os valores mais altos foram detectados nos pontos em que o lixiviado já tinha passado pelo tratamento (Pontos 3, 4 e 5), conforme pode ser visualizado na Figura 5.8.

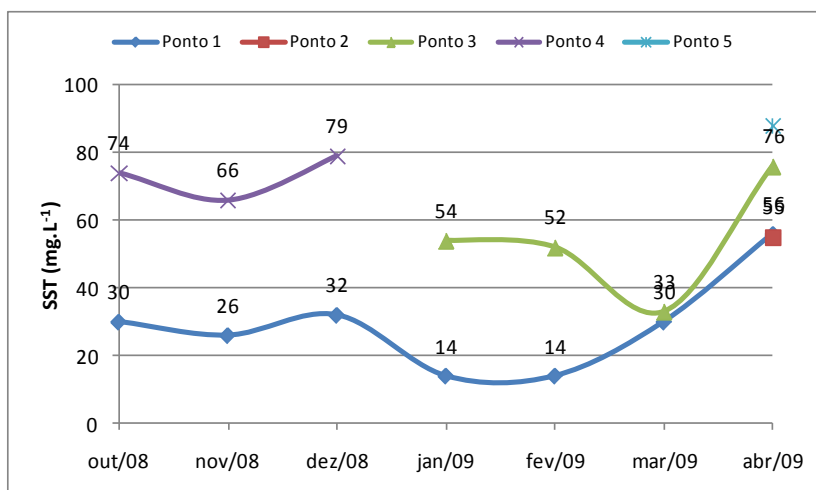


Figura 5.8: Variação temporal de sólidos suspensos totais nas amostras de lixiviado.

Com relação aos sólidos dissolvidos totais (SDT) – que são as partículas com tamanho inferior a $0,45\mu\text{m}$ – foram detectados concentrações de até 2.630 mg.L^{-1} para o lixiviado bruto. Em todo o período amostral, os SDT para a água residuária diminuíam após as lagoas (mês de março/09: Ponto 1= 2.772 mg.L^{-1} ; Ponto 3= 1.936 mg.L^{-1}), com exceção do mês de fevereiro, o qual apresentou menor quantidade de sólidos, tanto para o efluente bruto, como para o tratado (Figura 5.9).

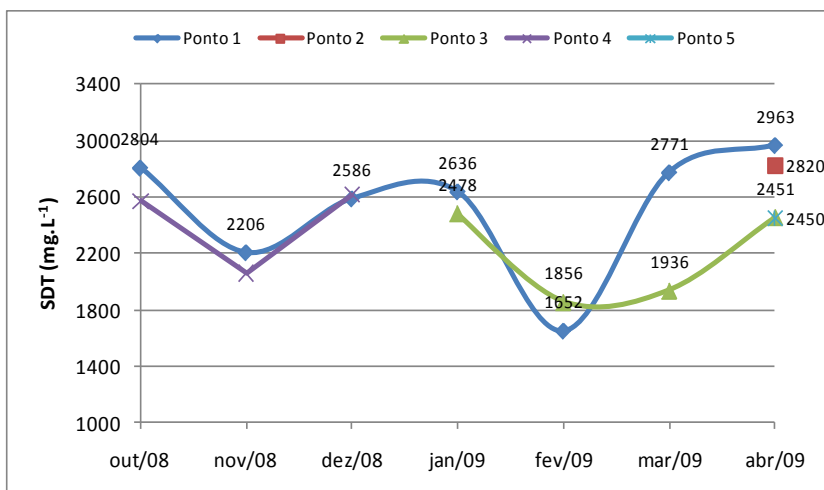


Figura 5.9: Variação temporal de sólidos dissolvidos totais nas amostras de lixiviado.

No que diz respeito aos sólidos suspensos, o que se pode observar é que ao invés do sistema de tratabilidade removê-los, as lagoas adicionaram sólidos ao meio, ao contrário do que ocorre com os sólidos dissolvidos, que apresentaram índices de remoção de 69% no mês de fevereiro/09, por exemplo.

Os valores detectados para a série temporal no presente estudo (Out/08 a Abr/09) foram diferentes daqueles determinados por Borges (2006), para o lixiviado bruto do aterro de Maringá. A autora detectou para SST valores máximos de até 600 mg.L^{-1} e de 7.500 mg.L^{-1} para SDT. E, enquanto que para o estudo da autora os valores de SDT aumentaram nos períodos mais chuvosos, no presente estudo, ocorreu o contrário (Figura 5.9), para os meses de fevereiro/09 (com maior índice de precipitação e menor quantidade de SDT no meio) e o mês de abril/09 (menor índice de precipitação e maior quantidade de SDT no meio).

Apesar de se tratar do lixiviado da mesma cidade (Maringá), os diferentes valores podem ser justificados pelas diversas modificações (reformas) que ocorreram na área de disposição entre o período de 2006 até o presente momento.

No que concerne aos SST, no presente estudo, os valores foram menores, se comparados com o lixiviado bruto dos aterros de Paranaíba/PR, com média de 1.698 mg.L^{-1} (NAGASHIMA, 2009); de Curitiba/PR, com 326 mg.L^{-1} (RODRIGUES, 2007); de Recife/PE, com 188 mg.L^{-1} (RODRIGUES FILHO, 2007); e de Gramacho/RJ, que apresentou média de 109 mg.L^{-1} (EDUARDO, 2007). No entanto, os valores de SST para o lixiviado do aterro de Maringá enquadraram-se na faixa de variação de $6,7 - 2.770 \text{ mg.L}^{-1}$ tabelada por Souto e Povinelli (2007), que buscaram informações sobre o lixiviado de 25 aterros brasileiros.

5.1.2.7 Alcalinidade total

A alcalinidade pode ser definida como a capacidade que um meio aquoso tem de resistir à acidificação (BAIRD, 2002), ou seja, é o efeito tampão natural do meio. Esse parâmetro pode confirmar a metanização do lixiviado: quanto mais altos os valores de alcalinidade, maior a transformação da matéria orgânica em CO_2 e em bicarbonatos (GIORDANO, 2003 *apud* EDUARDO, 2007).

A Figura 5.10 apresenta os dados de alcalinidade para o lixiviado, nos pontos de coleta determinados. Para o lixiviado bruto, os valores variaram de 1.702 mg CaCO₃/L a 2.604 mg CaCO₃/L. Verifica-se na Figura 5.10, que a alcalinidade decresceu após o tratamento nas lagoas e que os valores iniciais e posteriores às lagoas são proporcionais entre si. Os meses de janeiro, fevereiro e março são exemplo disso, com valor inicial (Ponto 1) de 2.604 mg CaCO₃/L, 1.702 mg CaCO₃/L, 2.330 mg CaCO₃/L, e posteriores (Ponto 3) de 1.222 mg CaCO₃/L, 760 mg CaCO₃/L e 1210 mg CaCO₃/L, respectivamente.

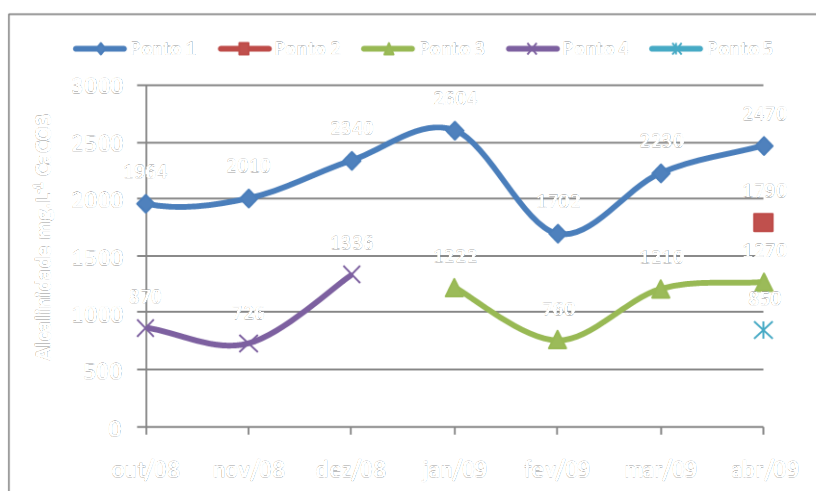


Figura 5.10: Variação temporal de alcalinidade total nas amostras de lixiviado.

O comportamento da alcalinidade nos meses de amostragem deste trabalho foram inferiores àqueles obtidos por Borges (2006), em cujo trabalho os valores do lixiviado bruto chegaram a atingir picos de 16.000 mg CaCO₃.L⁻¹.

Os resultados detectados por Eduardo (2007) para a alcalinidade do lixiviado do aterro de Gramacho/RJ, também foram maiores: entre 9.700 mg CaCO₃.L⁻¹ e 5.200 mg CaCO₃.L⁻¹.

A alcalinidade também foi medida por Bidone (2007) no lixiviado bruto do aterro de Minas do Leão/RS – o qual recebe mais de 50.000 ton./mês de RSU. Para este, a alcalinidade foi maior ainda: cerca de 10.837 mg CaCO₃.L⁻¹.

Com relação ao efeito do tratamento do lixiviado por lagoas no aterro de Maringá, a alcalinidade teve redução máxima de aproximadamente 65%, enquanto que para o caso do aterro de Gramacho, a redução chegou a atingir 99%.

5.1.2.8 Série de Nitrogênio

O nitrogênio é um dos principais nutrientes necessários nos processos metabólicos dos microrganismos. No entanto, se estiver em altas concentrações no meio, pode causar crescimento excessivo de algas e cianobactérias, e, no caso da forma amoniacal, ser tóxico à população aquática.

Em águas residuárias, esse elemento pode ser encontrado em diversas formas, devido aos diferentes estados de oxidação. Dentre as formas, pode-se destacar nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3).

O nitrogênio amoniacal é uma forma reduzida de nitrogênio, assim como o nitrogênio orgânico. Já nitrito e nitrato compõem as formas oxidadas de nitrogênio (NAGASHIMA, 2009). Nos processos de transformação do nitrogênio no ambiente, este passa, por conversão, da forma de amônia a nitrito e desta para nitrato.

A presença de nitrogênio na forma amoniacal e orgânica é indicativa de que o meio está em condições anaeróbias, enquanto que nitritos e nitratos no meio são indicativos de ambientes aeróbios.

No lixiviado bruto (Ponto 1), os valores para o nitrogênio amoniacal variaram de 801mg.L^{-1} (Fev/09) a 1.186mg.L^{-1} (Abr/09), valores semelhantes aos detectados por Borges (2006) para o lixiviado do mesmo aterro, o qual apresentou média próxima de 1.000mg.L^{-1} . Os resultados apresentaram-se elevados, o que pode possivelmente causar efeito tóxico ao sistema de tratamento por lagoas.

As concentrações de N-amoniacal do Ponto 1 para os pontos de coleta posteriores, tenderam à redução (Figura 5.11), chegando a decair para $72,8 \text{mg.L}^{-1}$ (Abril/09) no último ponto de coleta, que corresponde ao ponto de lançamento ao ambiente (Ponto 5).

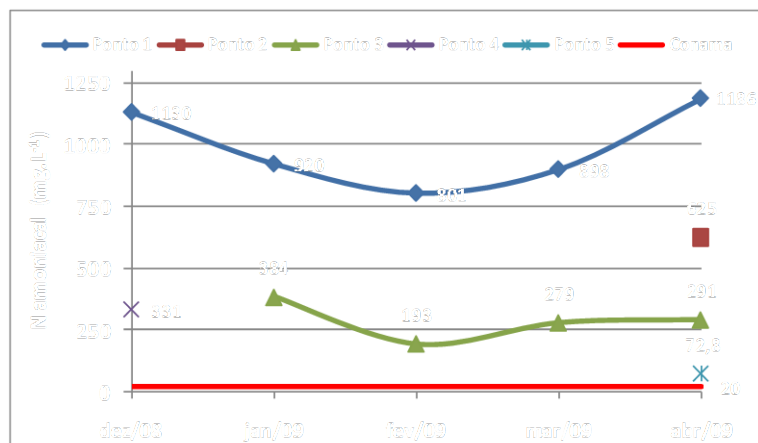


Figura 5.11: Variação temporal de N-amoniaco para as amostras de lixiviado.

Apesar da diminuição de concentração de N-amoniaco do lixiviado bruto para o tratado, tal redução não foi suficiente para deixá-lo nas concentrações estabelecidas para lançamento de efluentes, conforme estabelece a Resolução 397/2008 do CONAMA: 20 mg.L^{-1} (Figura 5.11).

Com relação ao nitrito – forma oxidada de nitrogênio – sua presença não foi detectada, ou apresentou-se em baixas concentrações no lixiviado bruto (Ponto 1), em todo período amostral. No mês de outubro/08, apresentou concentração de 32 mg.L^{-1} , e no mês de março/09, 3 mg.L^{-1} .

Nos pontos de coleta subsequentes, a concentração atingiu valores próximos de 10 mg.L^{-1} , mas não chegou a ultrapassar esse limite (Figura 5.12).

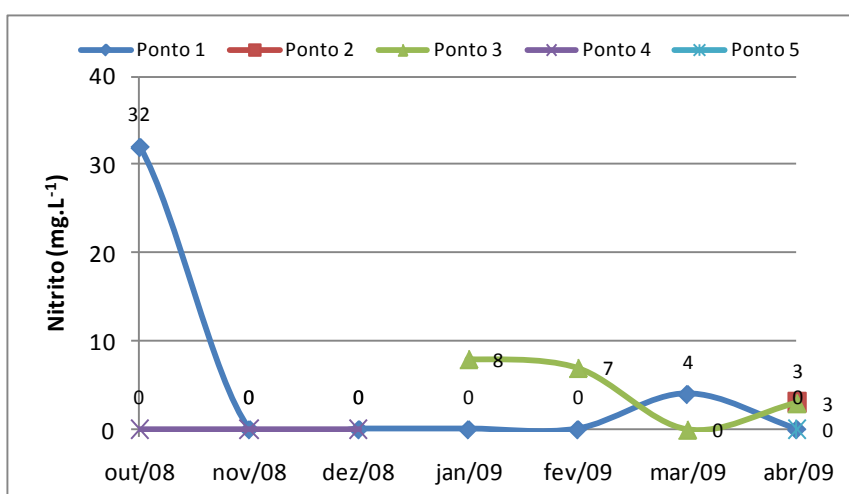


Figura 5.12: Variação temporal de Nitrito nas amostras de lixiviado.

Dentre as duas formas oxidadas de nitrogênio analisadas (nitrito e nitrato), o nitrato foi detectado em maior quantidade no meio. As concentrações desse elemento no decorrer dos meses não obedeceram a uma sequência lógica. Para o lixiviado bruto os valores variaram de 0 - 8,6 mg.L⁻¹, e nos pontos subsequentes, de 0 - 12,9 mg.L⁻¹ (Figura 5.13), sendo que as concentrações nos pontos de coleta posteriores às lagoas, na maioria dos meses, ficou acima do detectado no lixiviado bruto (Ponto 1). Exemplo disso é a amostra do mês de abril/09, a qual no ponto inicial não apresentou presença de nitrato no meio, enquanto que no último ponto, a concentração detectada foi de 12,9 mg.L⁻¹.

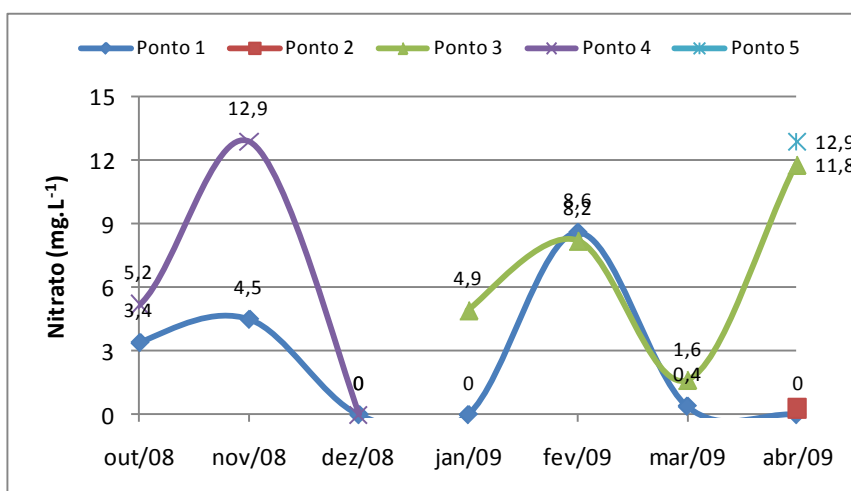


Figura 5.13: Variação temporal de Nitrato nas amostras de lixiviado.

Ao se comparar os valores da série de nitrogênio detectados no presente trabalho, com os valores obtidos em lixiviados de outros aterros do Brasil – apresentados nos estudos de Souto e Povinelli (2007) – pode-se considerar que as concentrações de N-amoniaco para o lixiviado bruto (Ponto 1) estão dentro da faixa indicada pelos autores (0,4 – 2.970 mg.L⁻¹); os valores de nitrito para o lixiviado bruto também se enquadram na faixa de variação que é de não-identificado a 49 mg.L⁻¹; assim como as concentrações de nitrato, cuja faixa, segundo os autores, é de não detectado a 11 mg.L⁻¹.

O comportamento do sistema de tratamento com relação às três formas de nitrogênio reflete a prevalência de condições anaeróbicas, nas quatro lagoas de estabilização de lixiviado do aterro de Maringá (concentrações de nitrogênio reduzido maior que as de nitrogênio oxidado). Esta condição não foi a mesma

detectada por Borges (2006), quando caracterizou o lixiviado do mesmo aterro. Em seu trabalho, Borges (2006) detectou concentrações menores de nitrogênio oxidado, o que indicava condições predominantemente aeróbias.

Sayer *et al.* (2003) *apud* Contrera (2008) retratam que, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio em lixiviados é a de N-amoniacal, o que corrobora com os dados detectados para o lixiviado nas condições estudadas do presente estudo.

5.1.2.9 Fósforo total

Assim como o nitrogênio, o fósforo também é um dos macro-nutrientes fundamentais aos processos energéticos dos seres vivos e nutriente limitante no metabolismo dos organismos responsáveis pelo tratamento de lixiviados.

A presença desse elemento em lixiviados pode estar associada à presença de resíduos ricos em proteínas, detergentes e desinfetantes, que foram aterrados nos amontoados de resíduos domiciliares.

A concentração de fósforo detectada no lixiviado bruto em estudo variou de 0,58 - 6,37 mg.L⁻¹ e não apresentou linearidade durante os meses de monitoramento. Os valores para os demais pontos de coleta, ora eram maiores, ora menores do que as concentrações iniciais e oscilaram de 0,76 - 1,43 mg.L⁻¹ (Figura 5.14).

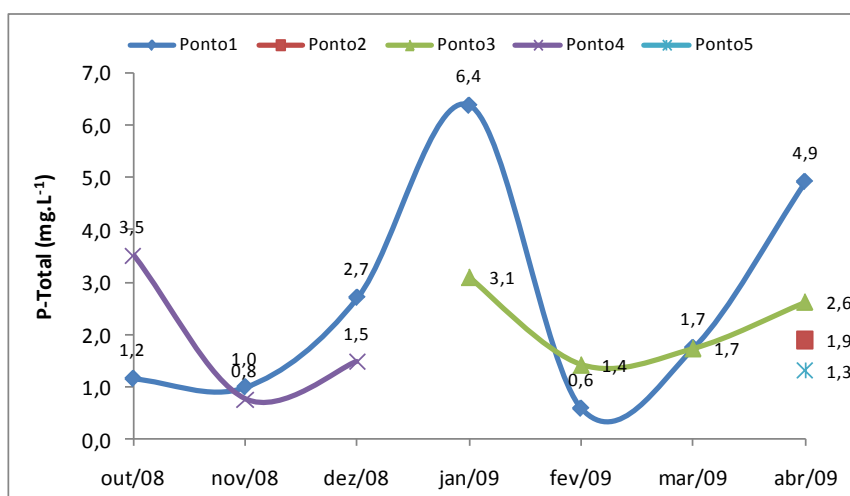


Figura 5.14: Variação temporal de Fósforo total nas amostras de lixiviado.

Segundo o comportamento da concentração de fósforo à jusante e montante das lagoas de estabilização, pode-se verificar que o processo de tratamento nas lagoas exerce influência aleatória (ora é maior, ora menor do Ponto 1 para os pontos subsequentes). Além do mais, verificou-se que durante os meses do período amostral, a concentração de fósforo não foi influenciada pelas variações estacionais.

Segundo Kjeldsen (2002) *apud* Flerck (2003) os lixiviados brutos, em geral, costumam apresentar baixas concentrações de fósforo, podendo variar entre 0,1 mg.L⁻¹ e 23 mg.L⁻¹. Souto e Povinelli (2007) indicam que a faixa de variabilidade está entre 0,1 mg.L⁻¹ e 38 mg.L⁻¹.

Os dados obtidos no presente estudo estão em conformidade com as faixas de variabilidade apresentadas pelos autores. No entanto, as condições encontradas por Borges (2006) foram distintas, variação de 13 mg.L⁻¹ a 183 mg.L⁻¹. Nesse sentido, apesar dos diversos interferentes sofridos pelas alterações da área de disposição do aterro, pode-se inferir que a concentração de fósforo no efluente bruto diminuiu com o aumento da idade do aterro, o que é um fato comum de ocorrer na maioria dos aterros.

5.1.2.10 Oxigênio Dissolvido – OD

O oxigênio é um importante elemento no processo de decomposição, pois, faz parte do processo metabólico de microrganismos aeróbios decompositores. Segundo Borges (2006) os baixos teores de oxigênio dissolvido, detectados em um corpo receptor hídrico, podem ser em virtude da decomposição de matéria orgânica (por oxidação), respiração de organismos e/ou oxidação dos compostos químicos.

A quantidade de oxigênio dissolvido (OD) detectada no lixiviado bruto oscilou de 0,3 a 3,98 mg.L⁻¹, o que indica que as condições da água residuária variaram de anóxicas à aeróbias. Nos pontos de coleta posteriores às lagoas, o oxigênio dissolvido sempre ficou acima do detectado no ponto inicial (Figura 5.15). Nos meses de novembro/08 e abril/09, as concentrações chegaram a atingir 13,74 mg.L⁻¹ O₂ e 12,19 mg.L⁻¹ O₂, respectivamente.

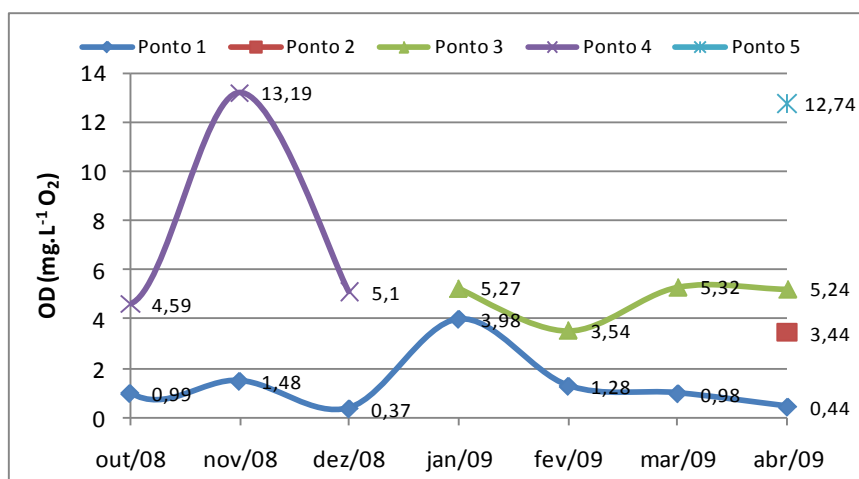


Figura 5.15: Variação temporal de oxigênio dissolvido nas amostras de lixiviado.

Os dados detectados para o lixiviado bruto do presente estudo foram minimamente superiores aos encontrados por Borges (2006), quando da caracterização do lixiviado deste aterro. No trabalho da autora supracitada, as variações foram de não-detectado a $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$.

No estudo realizado por Nagashima (2009) para o lixiviado de Paranaíba/PR, verificou-se que a concentração de OD para o lixiviado bruto, não ultrapassou o valor de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, semelhante ao detectado para o lixiviado do aterro de Maringá, encontrado no presente trabalho.

5.1.2.11 Demanda de Oxigênio

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)**

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) é um importante parâmetro para a avaliação do potencial de poluição de águas residuárias.

Os níveis de DBO_5 no decorrer dos meses de coleta aumentaram gradativamente, tanto para o lixiviado bruto, como para as amostras posteriores às lagoas, possivelmente devido às variações sazonais.

Nos meses de janeiro/09, fevereiro/09 e março/09 a DBO_5 para o lixiviado bruto e do Ponto 3 (posterior à 3ª lagoa), variou entre 28 mg.L^{-1} e 40 mg.L^{-1} , sendo a DBO do Ponto 1 maior que a do Ponto 3 (Figura 5.16).

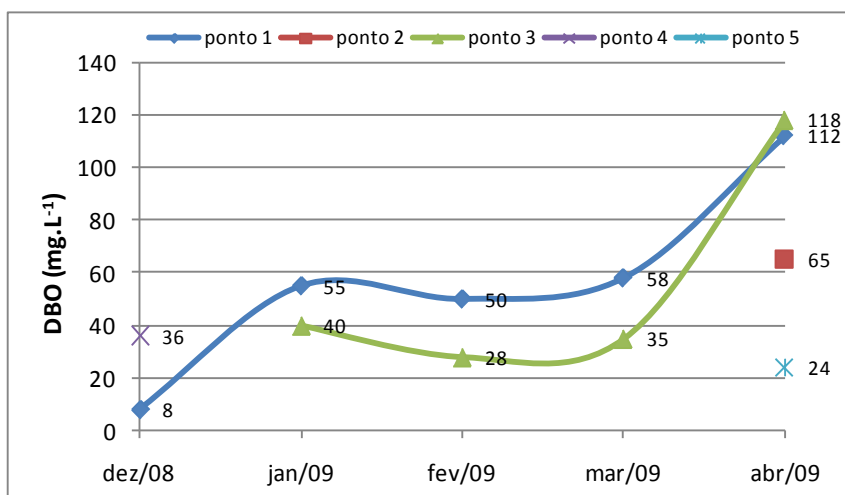


Figura 5.16: Variação temporal de demanda bioquímica de oxigênio nas amostras de lixiviado.

Em dezembro, a DBO_5 do efluente bruto foi de 8 mg.L^{-1} , valor menor que a DBO do Ponto 4 – anterior à última lagoa. Segundo dados levantados por Souto e Povinelli (2007), a concentração mínima de DBO, para lixiviados brutos de 25 aterros brasileiros foi de 20 mg.L^{-1} . Os valores obtidos no presente trabalho estão fora da faixa apresentada por esses autores, o que vem a demonstrar que lixiviados apresentam características complexas que não podem ser generalizadas.

Para o mês de abril/09, a concentração de DBO_5 do lixiviado bruto foi superior ao detectado na entrada da 2ª lagoa, mas foi minimamente inferior ao da entrada da 3ª lagoa – 112 mg.L^{-1} , 65 mg.L^{-1} e 118 mg.L^{-1} , respectivamente (Figura 5.16). Logo em seguida, no último ponto (Ponto 5) que corresponde ao ponto de lançamento, a DBO_5 decresceu novamente, chegando a atingir 24 mg.L^{-1} . Esses valores indicam que o sistema de lagoas não apresenta estabilidade de funcionamento e é afetado por condições externas, como, por exemplo, como, por exemplo, a inexistência de sistema de coleta e drenagem de águas pluviais, que provoca aumento do volume de água da chuva que adentra as células de deposição dos resíduos e as lagoas de tratamento.

Analisando o comportamento do sistema em relação às concentrações de DBO_5 no decorrer dos meses de monitoramento, pode-se dizer que esta pode ter sofrido influência da precipitação pluviométrica, pois a DBO_5 foi maior em meses menos chuvosos, e menor em meses mais chuvosos. A DBO_5 pode ser influenciada pelos índices pluviométricos, pois a água da chuva que adentra na composição do

lixiviado, faz com que sua concentração seja diluída, o que pode justificar a menor demanda em meses de superávit hídrico.

Os valores obtidos para o lixiviado desta série temporal foram diferentes daqueles obtidos por Borges (2006). Em seu trabalho a autora observou oscilação de DBO_5 de $103,96 \text{ mg.L}^{-1}$ a $18.271,37 \text{ mg.L}^{-1}$. Os índices pluviométricos detectados à época foram semelhantes aos índices do presente trabalho, no entanto a autora acrescenta que a maior causa da discrepância, não foi a pluviosidade em si, e sim um depósito recente de resíduos nas células do aterro.

Já em Paranaíba, na época de desenvolvimento do trabalho da Nagashima (2009), a DBO_5 de lixiviado apresentou elevada relação, ou seja, influência positiva, com a precipitação pluviométrica.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Assim como a DBO_5 , a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um dos parâmetros importantes na caracterização de lixiviados, e também usada para avaliação da eficiência de processos de tratamento.

Pode-se verificar que todas as concentrações de DQO detectadas ficaram acima do máximo permitido para lançamento de efluentes, de acordo com a regulamentação do Instituto Ambiental do Paraná, que é de 150 mg.L^{-1} , com exceção somente para o Ponto 3 no mês de fevereiro ($45,4 \text{ mg.L}^{-1}$), mês de maior índice pluviométrico ($301,1 \text{ mm}$). No entanto, esse valor não se enquadra na média mínima dos lixiviados brutos dos municípios brasileiros, apresentada por Souto e Povinelli (2007), mínimo de 195 mg.L^{-1} , nem com a mínima apresentada por Kjeldsen *et al.* (2002), 140 mg.L^{-1} .

Esses resultados mostram, mais uma vez, a complexidade que lixiviados de aterros podem apresentar, devido a uma série de variáveis envolvidas, e reforça a necessidade de conhecer suas peculiaridades, para que se adotem procedimentos metodológicos que resultem em tratamentos eficientes.

A DQO para o lixiviado bruto ficou entre 808 mg.L^{-1} e 298 mg.L^{-1} . Com exceção do mês de fevereiro, os dados coletados posteriores às lagoas se concentraram na faixa de 276 mg.L^{-1} a 726 mg.L^{-1} (Figura 5.17). As concentrações oscilaram no

decorrer do período temporal, e se mostram influenciadas pelas precipitações pluviométricas, que teve efeito de diluição da matéria orgânica presente no lixiviado.

A Figura 5.17 apresenta a variação da DQO durante o período da pesquisa e a diferenciação de concentração do 1º Ponto para os posteriores às lagoas.

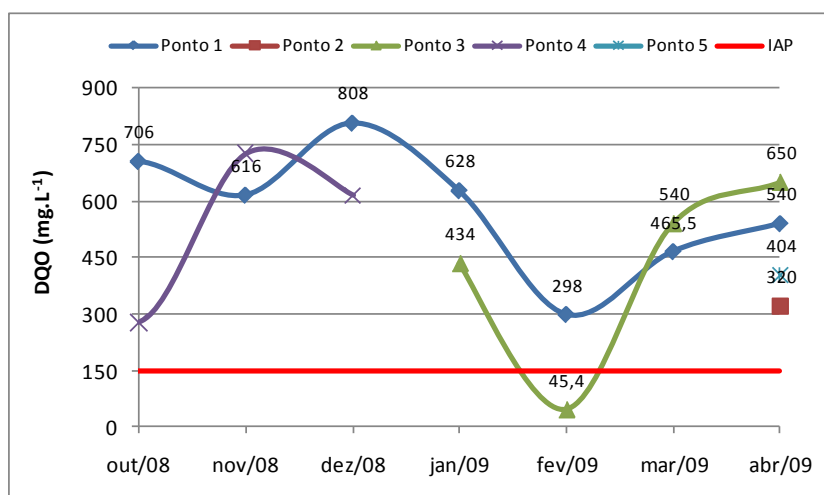


Figura 5.17: Variação temporal de demanda química de oxigênio nas amostras de lixiviado.

Os níveis de DQO para o lixiviado apresentaram-se assimétricos no espaço de tempo da pesquisa e no decorrer do percurso em meio às lagoas. Dessa maneira, não foi possível a percepção de influência benéfica ou maléfica do sistema de lagoas à qualidade da água residuária, o que comprova a suspeita de ineficiência do sistema de tratamento.

O que se pode afirmar – com exceção ao Ponto 3 no mês de fevereiro/09 – é que os valores de DQO ficaram acima dos de DBO_5 , o que indica que há quantidade significativa de matéria orgânica resistente à oxidação biológica.

✓ **Relação DBO_5/DQO**

Conforme mencionado anteriormente, as relações entre parâmetros contribuem para melhor entendimento da estabilização do sistema. A principal delas é a relação DBO_5/DQO .

Segundo os dados para o lixiviado bruto, esta relação variou de 0,01 a 0,21, o que pode indicar recalcitrância da água residuária, e, dessa forma, comprometimento dos

processos bioquímicos de transformação da matéria orgânica, ou seja, os microrganismos – que são os principais agentes do processo de degradação e reciclagem de nutrientes – se tornam incapazes de degradar o material orgânico presente no lixiviado.

Segundo Flerck (2003) a relação DBO_5/DQO da maioria dos lixiviados de aterros novos, assume valores superiores a 0,4; valores inferiores são mais comuns em aterros antigos, durante a predominância da fase metanogênica, o que corrobora com o afirmado anteriormente, quando fora comentado sobre a o tempo de ativação do aterro em questão.

Como de praxe, para um efluente doméstico bruto que seja submetido a qualquer sistema de tratamento biológico, que vise à remoção de matéria orgânica, o valor da relação DBO_5/DQO inicial sempre será menor do que a do material que sai, uma vez que a biodegradação leva à redução da matéria orgânica biodegradável.

Segundo Von Sperling (2005) após um tratamento biológico, como é o caso das lagoas de estabilização, a relação DBO_5/DQO usualmente é superior a 3,0. Para o sistema de lagoas implantado em Maringá, os valores dessa relação verificados para os meses de janeiro/09 a abril/09 ficaram bem abaixo deste valor.

A relação para os pontos posteriores ao tratamento, inclusive, só foi maior do que o inicial no mês de fevereiro/09 (Ponto 1 = 0,17 e Ponto 3 = 0,62), porém, muito abaixo do sugerido por Von Sperling (2005). Para os demais meses, a relação DBO_5/DQO inicial foi superior ou igual à jusante do processo de tratamento, conforme pode ser visualizado na Figura 5.18.

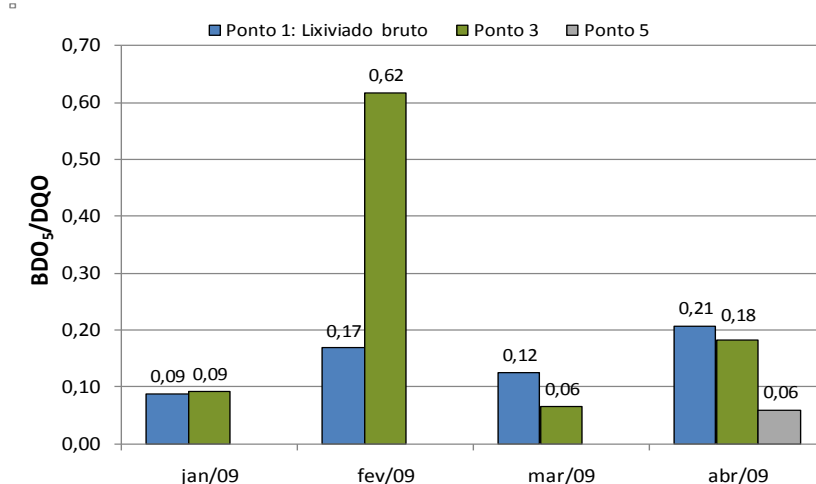


Figura 5.18: Relação BDO₅/DQO para o lixiviado bruto e tratado.

Esses resultados vêm indicar, além da recalcitrância do material, a ineficiência do sistema em termos de remoção da carga orgânica, o que indica que o tratamento de lagoas não cumpre com sua funcionalidade.

De maneira a facilitar a visualização, a Tabela 5.1 apresenta resumidamente as características físico-químicas do lixiviado bruto e aquele tratado nas lagoas no aterro controlado de Maringá.

Tabela 5.1: Variação das características físico-químicas do lixiviado bruto do aterro controlado de Maringá, Paraná, e do lixiviado após a última lagoa.

Parâmetro	Faixa lixiviado bruto	Lixiviado tratado (última lagoa)
Temperatura (°C)	32-34	23,5
pH	6,9-7,3	8,5
Turbidez (FAU)	3-140	180
Cor aparente (mg.L ⁻¹ Pt)	480-1430	970
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	14-55	76
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L ⁻¹)	1552-2963	2450
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	1702-2604	850
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	801-1186	72,8
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0-32	0
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0-8,6	12,9
Fósforo Total (mg.L ⁻¹ P)	0,6-6,4	1,3
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹ O ₂)	0,37-3,98	12,74
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	8-112	24
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	298-808	404
Cloreto (mg.L ⁻¹)	9984,4-2114,4	5985,6

Pode-se verificar na Tabela 5.1, que os maiores problemas do lixiviado bruto estão relacionados aos elevados teores de matéria orgânica – representada pelos valores de DQO – Cor aparente, Sólidos Dissolvidos, Cloreto e Nitrogênio Amoniacal e

ainda, que a grande maioria desses parâmetros não é removida pelo sistema de tratamento de lagoas.

5.2 TRATAMENTO DO LIXIVIADO

5.2.1 Tratamento 1: Coagulação/floculação

O processo de coagulação/floculação para tratamento de águas residuárias é empregado principalmente para remoção de cor e de parcela da matéria orgânica recalcitrante, representada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO).

De acordo com os ensaios de coagulação/floculação, verifica-se que os desempenhos dos coagulantes naturais usados nesse trabalho foram muito distintos entre si.

✓ *Cor aparente*

No que concerne ao parâmetro cor, os melhores resultados foram alcançados com o uso do coagulante Tanfloc SL. Com este coagulante foi obtido remoção de cor de 78%, 83% e 88% para as dosagens de 30, 50 e 100 mL.L⁻¹, respectivamente.

A aplicação da moringa no efluente também conseguiu reduzir a cor aparente da amostra. A percentagem máxima de remoção foi de 43% para a dosagem de 100 mL.L⁻¹.

Para o Tanfloc SG, a dosagem de 30 mL.L⁻¹ foi suficiente para remoção de 53%. Já para as dosagens de 50 e 100 mL.L⁻¹, o coagulante reagiu de maneira atípica ao que relatam os trabalhos científicos consultados, a adição do coagulante provocou aumento da cor do efluente.

Os resultados de cor aparente para os diferentes coagulantes e suas dosagens podem ser visualizados na Figura 5.19.

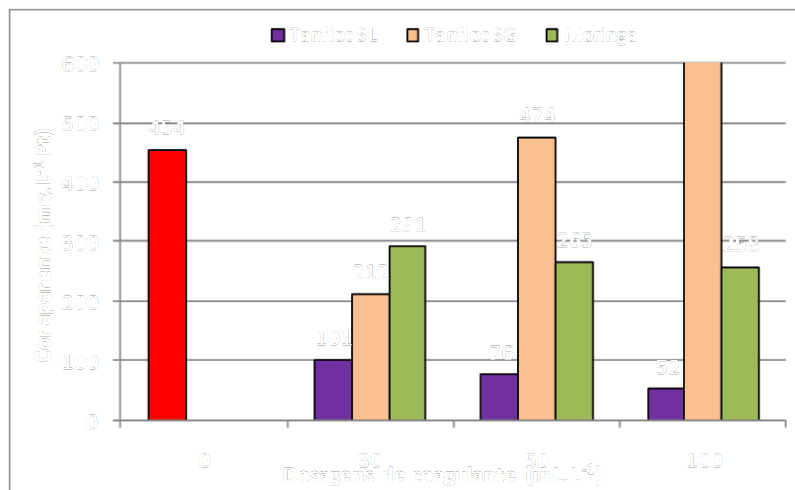


Figura 5.19: Cor aparente para o lixiviado sem e com adição de diferentes dosagens de Tanfloc SL, Tanfloc SG e Moringa.

Verifica-se na Figura 5.19, que o aumento da dosagem dos coagulantes Tanfloc SL e moringa levou a um aumento da remoção de cor obtida. A Figura 5.20 ilustra a amostra bruta e o clarificado obtido com adição de 30 mL.L⁻¹ de Tanfloc SL, após de 30 minutos de sedimentação.

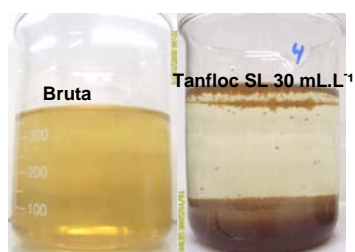


Figura 5.20: Lixiviado bruto e tratado com Tanfloc SL, dosagem de 30 mL.L⁻¹.

A Figura 5.21 apresenta a coloração obtida nos testes realizados com Tanfloc SG.

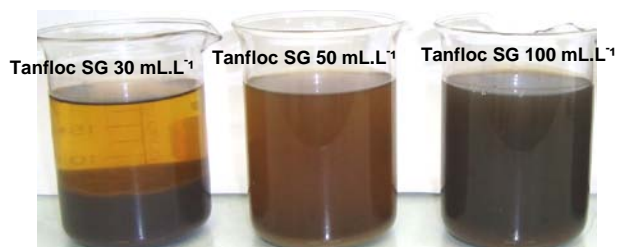


Figura 5.21: Cor obtida com uso de Tanfloc SG nas dosagens: 50, 100 e 150 mL/L.

No trabalho de Máximo (2007), que avaliou a tratabilidade do lixiviado do aterro de Florianópolis com Tanfloc SG, a percentagem de remoção de cor aparente máxima

foi de 63%, inferior àquela obtida neste trabalho com uso de Tanfloc SL, que foi de 88%.

Girardi (2009) comparou o desempenho de Tanfloc SG e Tanfloc SL, para tratamento de vinhaça; a eficiência de remoção de cor nas condições ótimas para ambos foi muito próxima: 88% e 85%, respectivamente.

Nagashima (2009) avaliou o tratamento do lixiviado gerado no aterro de Paranavaí com Tanfloc SG e também obteve remoção de cor aparente da ordem de 75%.

Os resultados encontrados nesse trabalho foram diferentes dos apresentados pelas autoras citadas, quando fizeram uso do Tanfloc SG. A razão do efeito detectado pode estar fundamentada na singularidade das características do lixiviado submetido ao tratamento. Fator esse que reforça a necessidade de se conhecer as peculiaridades de cada efluente para adoção de tratamentos eficientes, assim como, que os diversos sistemas de tratamento existentes podem responder de forma diferente, de acordo com cada realidade e as diversas variáveis de influência.

✓ **Turbidez**

Quanto à turbidez, em todos os ensaios realizados com Tanfloc SL a remoção foi de 100%. Nos experimentos com moringa, a turbidez praticamente não se alterou nas diferentes concentrações de coagulante. Para o Tanfloc SG, com adição de 30 mL.L⁻¹ a turbidez reduziu de 18 FAU da amostra bruta, para 2 FAU; a dosagem de 50 mL.L⁻¹ praticamente não exerceu influência sobre a turbidez; já a dosagem de 100 mL.L⁻¹ provocou aumento exponencial de turbidez no meio, o que vem ao encontro dos resultados do aumento de cor detectados. A Figura 5.22 apresenta os valores de turbidez obtidos nos tratamentos realizados.

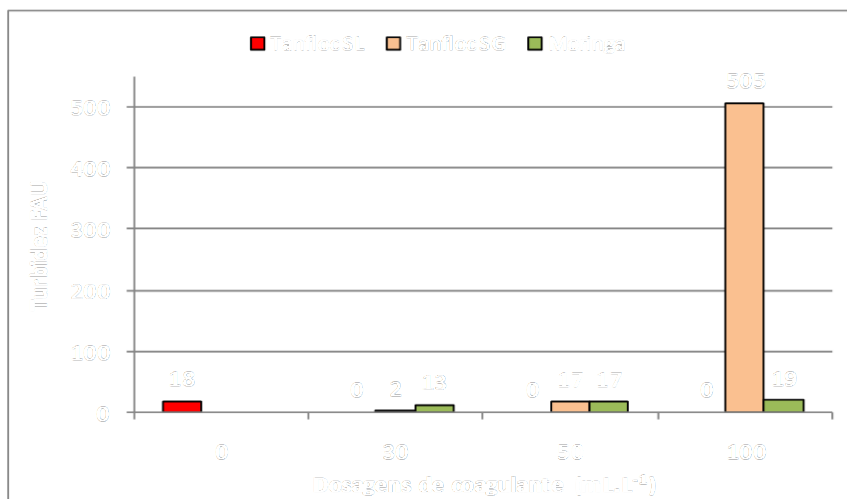


Figura 5.22: Valores de turbidez para os diferentes coagulantes e suas respectivas dosagens.

De acordo com Silva *et al.*, (2007) a remoção de turbidez é dependente da turbidez inicial, sendo mais eficiente para águas de alta turbidez. O lixiviado, em suas condições *in natura*, não apresentou elevados teores de turbidez, não sendo esse um fator preocupante. No entanto, o acompanhamento desse parâmetro é importante, tendo em vista que a turbidez elevada provoca atenuação de luz no meio aquoso e compromete o metabolismo dos organismos fotossintetizantes, e ainda, que a mesma pode ser influenciada pelo tipo de tratamento adotado, como ocorreu nesse caso.

✓ **DQO**

No que tange à Demanda Química de Oxigênio, que indica a concentração de matéria orgânica do lixiviado, os ensaios de tratabilidade com uso dos coagulantes naturais não foram eficientes na diminuição deste poluente da água, ou seja, a DQO da água residuária aumentou com a adição de todos os coagulantes. A Figura 5.23 apresenta os valores obtidos nos ensaios.

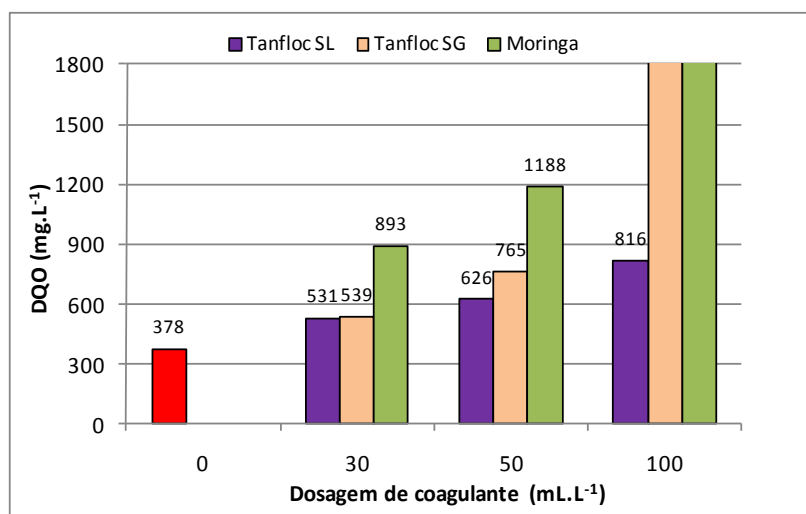


Figura 5.23: Valores DQO obtidos nos ensaios de tratamento com coagulação/floculação.

Pode-se observar na Figura 5.23 que, em todos os casos, o potencial aumento de DQO está diretamente relacionado ao aumento das dosagens.

Os efeitos mais inconvenientes da coagulação sobre a DQO foram observados quando se utilizou a moringa, verificou-se que a DQO aumentou de 378 mg.L⁻¹, lixiviado bruto, para 1907 mg.L⁻¹, lixiviado tratado com dosagem de 100 mL.L⁻¹.

O desempenho das duas espécies de tanino: Tanfloc SL e Tanfloc SG, ficou muito próximo quando se utilizou a dosagem de 30 mL.L⁻¹, os efluentes tratados apresentaram concentrações de DQO de 539 e 531 mg.L⁻¹, respectivamente. Com o aumento da dosagem de coagulante, a DQO obtida no ensaio com Tanfloc SG aumentou para 1.683 mg.L⁻¹, enquanto que, com uso de Tanfloc SL, o valor de DQO obtido após o tratamento foi de 816 mg.L⁻¹. Mesmo exercendo influência negativa de menor grau, os valores encontrados para remoção DQO com emprego do Tanfloc SL foram bastante insatisfatórios.

No trabalho realizado por Nagashima (2009) com o lixiviado do aterro de Paranaíba, a coagulação com Tanfloc SG levou à remoção de DQO de 38%. Máximo (2007) também obteve a mesma percentagem de remoção encontrada por Nagashima (2009), nos ensaios de tratamento do lixiviado de Florianópolis com uso de tanino.

Vários autores fizeram uso de coagulantes para o tratamento de diversos tipos de efluentes, dentre eles pode-se citar: Cruz (2005) para efluente de lavanderia; Girardi (2009) para vinhaça; Silva (2007) para efluente de reator anaeróbio de esgotos sanitários. No entanto, em nenhum deles foi observado o aumento da DQO do

efluente tratado, com adição de coagulantes. Por esta razão o comportamento encontrado no presente trabalho não era esperado.

Acredita-se que um dos motivos para este comportamento pode estar relacionado às próprias características do lixiviado submetido aos testes de coagulação/floculação, ou dos métodos de análises utilizados. Pode-se mencionar, por exemplo, a possibilidade da interferência de compostos inorgânicos, como cloretos, nas análises de DQO. Segundo APHA (1998), o íon cloreto é o interferente mais comum na determinação de DQO, podendo causar tanto acréscimo, ao ser oxidado pelo dicromato, como diminuição, ao reagir com a prata do catalisador. Nesse sentido, a concentração de íon cloreto na amostra, que já apresentava elevadas concentrações *in natura* (entre 2.114,4 e 9.984,4 mgCl.L⁻¹), pode ter aumentado com a adição dos coagulantes naturais e influenciado nas análises de DQO. Essa justificativa vem ao encontro dos resultados dos trabalhos de Máximo (2007) e Nagashima (2009) que utilizaram tanino com êxito para tratamento de lixiviado, pois, a primeira autora encontrou concentrações máximas de 2.840 mgCl.L⁻¹ e no segundo trabalho, foram detectadas valores de apenas 14,17 mgCl.L⁻¹.

A baixa eficiência no processo de coagulação/floculação também pode ser devida às condições experimentais à que o experimento foi sujeito, como, tempo diminuto na formação dos flocos, tempo de sedimentação e condições de pH. Este último interveniente será abordado posteriormente.

- **Variação de pH**

Segundo Cruz (2004) o tanino pode ser eficiente em ampla faixa de pH, de 4,5 a 8,0. O monitoramento, do lixiviado *in natura* permitiu observar que o mesmo apresentava pH de neutro à levemente básico. Segundo Di Bernardo (1993) o controle do pH do meio é de extrema importância nos processos de coagulação.

Dessa maneira, no intuito de proporcionar melhores condições para o processo de coagulação/floculação, assim como verificar a influência do pH do lixiviado no desempenho do processo de coagulação/floculação, ajustou-se o pH variando de 7,6 para 5,0, durante o processo de tratamento.

De acordo com os resultados obtidos nos ensaios de coagulação anteriores, pode-se verificar que o coagulante Tanfloc SL foi o que apresentou melhor eficiência na

remoção de cor aparente e turbidez e menor aumento de DQO. Portanto, esse coagulante foi escolhido para o desenvolvimento dos ensaios com ajuste de pH para ácido (5,0), nas dosagens de 30, 50 e 100 mL.L⁻¹.

Verificou-se que não houve grandes diferenças na remoção de DQO, Cor aparente e Turbidez em pH ácido, se comparados aos valores obtidos com pH 7,6. Verificou-se, no entanto, que para algumas dosagens de coagulantes a eficiência de remoção em pH 7,6 foi superior.

As Figuras 5.24, 5.25 e 5.26 apresentam os resultados obtidos nos ensaios com pH 5,0 e 7,6.

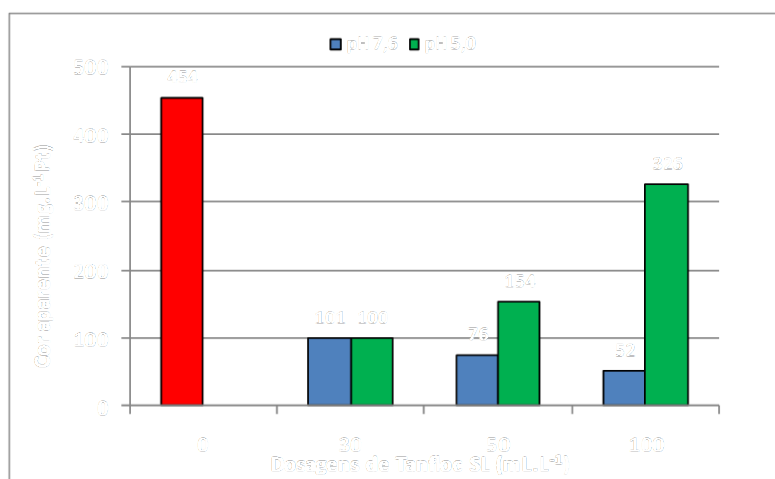


Figura 5.24: Cor aparente para os ensaios com Tanfloc SL, dosagens de 30, 50 e 100mL.L⁻¹, em pH 7,6 e pH 5,0.

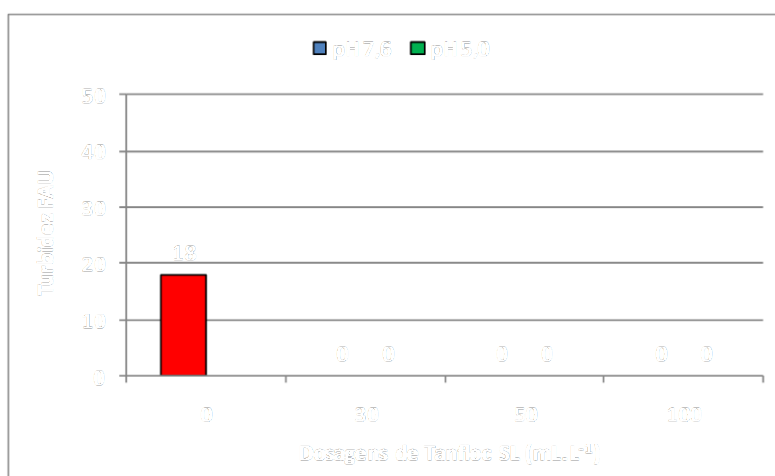


Figura 5.25: Turbidez para os ensaios com Tanfloc SL, dosagens de 30, 50 e 100mL.L⁻¹, em pH 7,6 e pH 5,0.

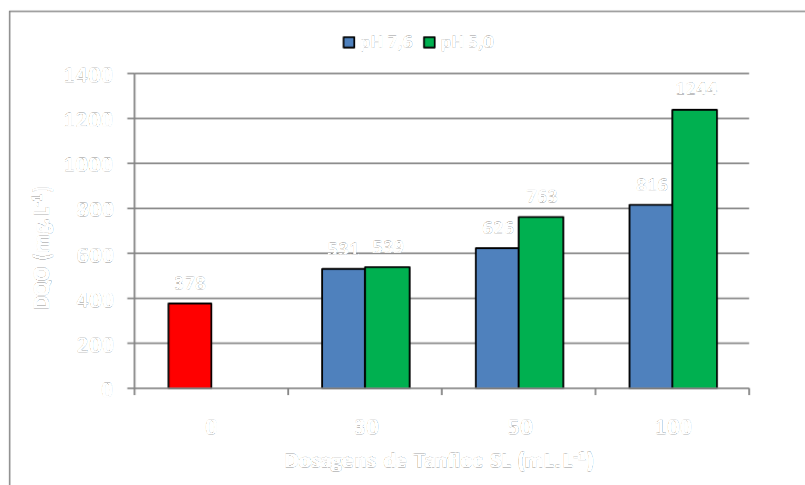


Figura 5.26: DQO para os ensaios com Tanfloc SL, dosagens de 30, 50 e 100mL.L⁻¹, em pH 7,6 e pH 5,0.

Verifica-se que as concentrações finais de Cor aparente e DQO, após o processo de coagulação/floculação para as dosagens de 50 e 100 mL.L⁻¹, foram as que mais sofreram influência da variação de pH. Em condições de meio levemente básico (7,6) os resultados obtidos foram melhores, a remoção de cor foi maior, e a DQO teve menor aumento, se comparados aos valores obtidos em meio ácido.

Com base nas Figuras, pode-se considerar ainda que, o pH não exerceu influência sobre a Turbidez do efluente, pois, para todas as dosagens de coagulante, pode-se dizer que houve praticamente 100% de remoção, uma vez que o equipamento não detectou Turbidez, segundo seu limite de detecção.

Constatou-se que na dosagem de 30 mL.L⁻¹, a variação de pH não influenciou na eficiência de remoção de Turbidez, uma vez que os resultados obtidos sem variação de pH, foram análogos àqueles obtidos com esta variação (ver Figura 5.22).

Logo, as condições de pH ácido são menos favoráveis ao processo de coagulação/floculação, uma vez que os resultados de remoção obtidos nessa condição foram iguais, ou até mesmo inferiores aos resultados obtidos em pH 7,6, que corresponde às condições naturais do lixiviado.

Além disso, como o lixiviado apresenta elevada alcalinidade, há um consumo elevado de reagentes para o ajuste do pH, o que pode vir a encarecer o processo.

Os melhores resultados encontrados nessa pesquisa, para as condições de pH próximas a neutralidade, estão em concordância com os resultados obtidos por Nagashima (2009) no tratamento de lixiviado com tanino, que obteve melhores resultados em condições de trabalho com pH 7,4. Máximo (2007) também obteve

êxito nos processos de coagulação/floculação com pH tendendo à basicidade, 8,3. No entanto, nas investigações realizadas por Bila (2002), a melhor faixa de pH ficou entre 4,5 e 5,0; assim como Amokrane *et al.* (1997) detectou condições melhores em pH 5,5, o que reforça a necessidade de avaliar os processos de tratamento caso a caso, visto a dinamicidade a qual os efluentes respondem às diferentes condições de tratamentos a que são sujeitos.

Ndabigengesere *et al.*, (1995) sugerem que, como os coagulantes naturais atuam como adionantes de matéria orgânica no meio, principalmente no caso da moringa, esses podem ser aplicados com sucesso nos processos de coagulação/floculação se, em seguida, houver outro processo que remova a matéria orgânica excessiva.

Ao avaliar os resultados de todos os ensaios de coagulação/floculação, considera-se que os efeitos mais favoráveis se deram com o uso de Tanfloc SL, dosagem 30 mL.L⁻¹ e pH 7,6 – em que se obteve remoção de 80% de cor aparente, 100% de Turbidez e menor aumento de DQO – sendo essas as condições a serem testadas nos processos combinados com radiação UV.

5.2.2 Tratamento 2: Radiação Ultravioleta

Nos ensaios com radiação UV foram avaliadas diferentes vazões de recirculação do efluente no sistema operacional: 50, 100 e 200 mL/min., durante o tempo de reação de 4 horas.

As Figuras 5.27, 5.28 e 5.29 apresentam os resultados de remoção Cor aparente, turbidez e DQO, em função da vazão ao longo do tempo de reação. Estes ensaios foram realizados com o lixiviado bruto.

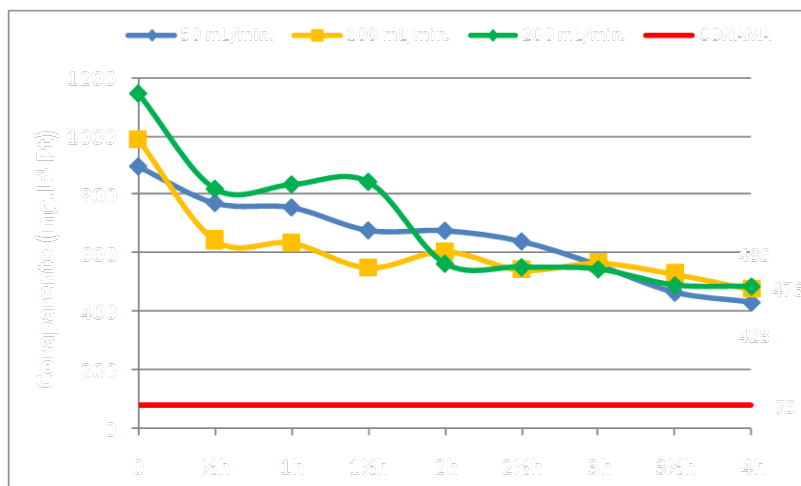


Figura 5.27: Variação da cor aparente para as vazões de 50, 100 e 200 mL/min. ao longo do tempo.

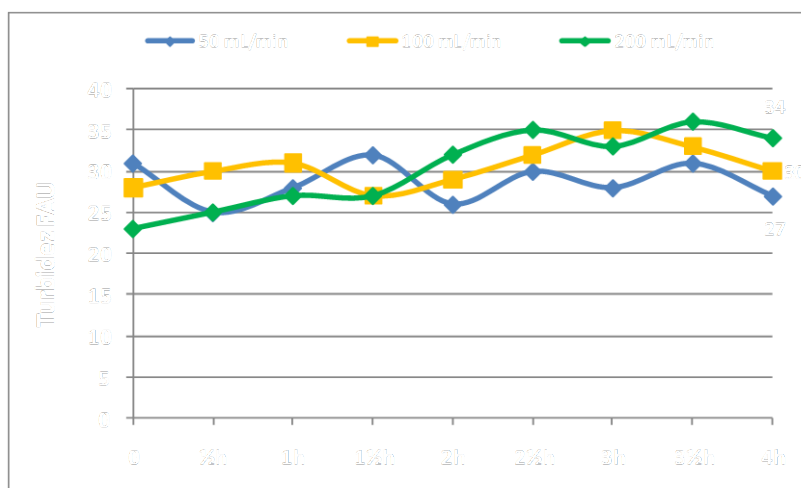


Figura 5.28: Variação da turbidez para as vazões de 50, 100 e 200 mL/min. ao longo do tempo.

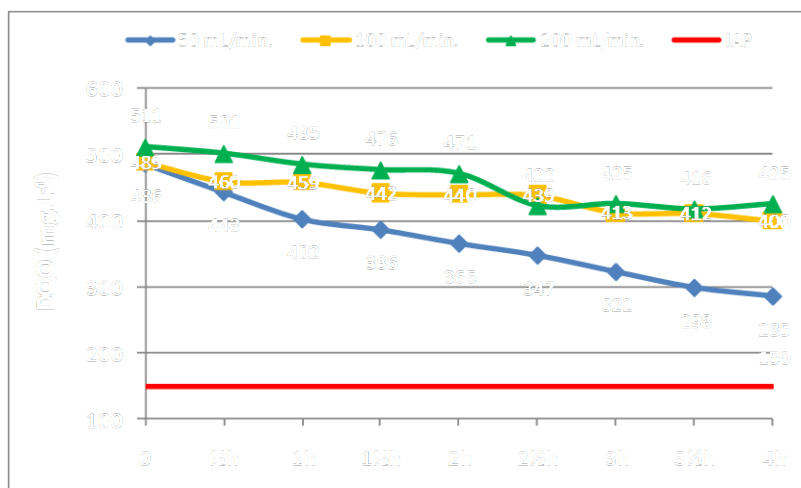


Figura 5.29: Variação da DQO para as vazões de 50, 100 e 200 mL/min. ao longo do tempo.

Ao avaliar a eficiência do processo de radiação, foi possível perceber que, independente das vazões, a Cor aparente e a DQO da amostra decaíram durante o tempo de experimento, o que indica a potencialização da ação da lâmpada UV durante o tempo de exposição. A turbidez apresentou um comportamento atípico de aumento de Turbidez durante o experimento, o que pode indicar que o processo levou a formação de produtos que apresentam compostos em suspensão.

Dos parâmetros analisados aquele que mais sofreu influenciada vazão foi a DQO. Verificou-se que os melhores resultados foram obtidos com a vazão de 50 mL/min.: remoção de 41%, enquanto que nas vazões de 100 e 200 mL/min. foram obtidos 18% e 16% de remoção de DQO, respectivamente. Esse resultado revela que vazões maiores são menos eficientes na remoção de DQO da amostra, possivelmente em decorrência do menor tempo de contato do efluente com a lâmpada UV.

Verificou-se ainda que a vazão pouco influenciou na remoção de cor aparente e de turbidez, fato este verificado pelo valor final das concentrações destes parâmetros, ao final do processo, que foram bastante semelhantes, independente da vazão utilizada.

Assim como a DQO, a cor aparente do lixiviado também diminuiu durante o tempo de exposição à lâmpada UV. As percentagens de remoção de cor ficaram em torno de $55\% \pm 3$.

Os resultados obtidos permitem considerar o processo de tratamento por radiação UV bastante promissor para a remoção de Cor aparente e DQO do lixiviado de aterros sanitários. No entanto, apesar das percentagens de remoção obtidas, de 55% para o primeiro e 41% para o segundo parâmetro, a eficiência do tratamento não foi ainda satisfatória, tendo em vista os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente, devendo efetuar-se novos testes, no intuito de otimizar o processo e melhorar sua eficiência, bem como avaliar quais interferentes podem ter influenciado no processo.

Alguns componentes podem ter influenciado na eficiência do processo, que poderia ser ainda maior, em virtude do potencial apresentado pela radiação UV na destruição de poluentes. Pode-se citar, por exemplo, a presença de material

particulado na amostra, além de ácidos húmicos e fúlvicos, que absorvem a radiação na região ultravioleta, impedindo que esta penetre no líquido, conforme afirmam Pires (2002), Jolis *et al.* (2001) e Wef (1996) *apud* Silva (2007).

Outro motivo pode estar relacionado à quantidade de radiação UV emitida pela lâmpada, pois, segundo Usepa (1999) *apud* Lourenção (2009), dependendo do volume de líquido, esta pode ser insuficiente para realizar a quebra dos compostos orgânicos e inorgânicos nele presentes. Ou ainda, a incrustação da lâmpada UV pelo depósito de sólidos durante o experimento pode dificultar a passagem e penetração da radiação no efluente.

Na literatura foram encontrados alguns trabalhos que utilizaram radiação ultravioleta para tratamento de diversos efluentes: Lourenção (2009), Costa (2007) e Monaco (2006) utilizaram o processo para tratamento de esgoto sanitário; Abreu (2008) para tratamento de efluente hospitalar, Ruas (2008) para tratamento de efluente de indústria de celulose; Santana (2006) para tratamento de vinhaça, dentre outros, todos com resultados promissores. A grande maioria dos trabalhos utiliza a radiação UV como agente de desinfecção, ou seja, para remoção de bactérias e patógenos.

Para tratamento de lixiviado, a maioria dos casos apresenta utilização da radiação UV em conjunto com outros processos, mais conhecidos como processos fotoquímicos e processos fotoeletroquímicos, como são os casos das associações de: peróxido de hidrogênio/radiação UV ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), ozônio/radiação UV (O_3/UV), reagente Fenton/radiação UV ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), dióxido de titânio/radiação UV (TiO_2/UV) e óxido de zinco/radiação UV (ZnO/UV).

Morais *et al.* (2006) utilizaram o processo de peróxido de hidrogênio/radiação UV para tratamento do lixiviado do aterro da Caximba, que atende a cidade de Curitiba, com tempo de exposição de 120 min., e obtiveram remoções da ordem de 95% de cor e 75% de DQO.

Tauchert & Zamora (2004) avaliaram o emprego dos processos fotoeletroquímicos, como fotólise/fotocatálise heterogênea/fotoeletrólise/eletrólise, em sequência e também isoladamente, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Segundo os autores, a remoção de cor e de DQO foi de 50% e 20%, respectivamente, para o processo completo. Os autores acrescentaram que a remoção de DQO foi obtida praticamente na primeira etapa do sistema, que corresponde à fotólise isolada; já a

remoção de cor aparente do lixiviado foi obtida somente na terceira etapa a fotoeletrolise.

Em todos os trabalhos analisados, os índices de remoção de cor e DQO, dentre outras variáveis, são elevados, mas ainda assim, devido à elevada carga de matéria orgânica e complexidade característica desse efluente, dificilmente os valores se enquadram aos padrões de emissão de efluentes estabelecidos pela legislação. Fato esse que deve ser objeto de discussão entre governo, órgãos ambientais, setor privado e a sociedade, no intuito de resolver esse impasse, adequar-se às normas, que tem por principal finalidade a saúde ambiental.

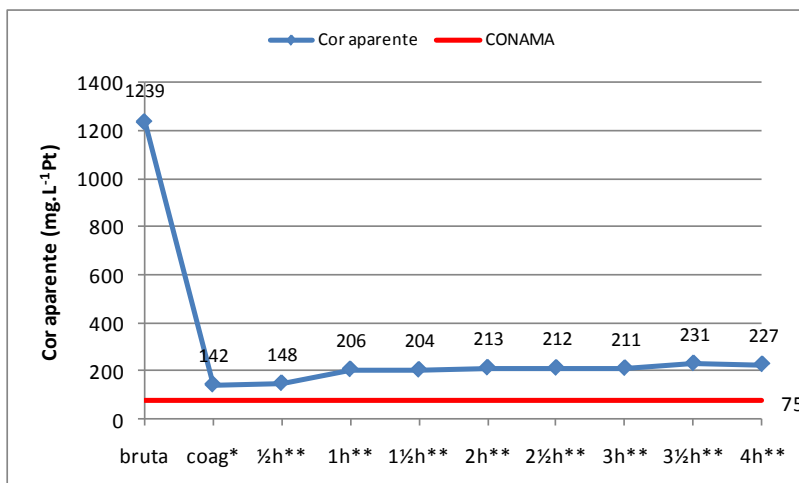
Dando sequência à análise, conforme os ensaios realizados nessa etapa do trabalho, se pode verificar que os melhores resultados se deram com a vazão de 50 mL/min., principalmente no tocante à remoção de DQO, sendo essa a condição a ser testada no processo combinado: coagulação/floculação+ radiação UV, objeto do próximo item.

5.2.3 Tratamento 3: Coagulação/floculação + Radiação UV

Nessa etapa descrevem-se os resultados dos experimentos realizados com o processo combinado de coagulação/floculação/radiação UV.

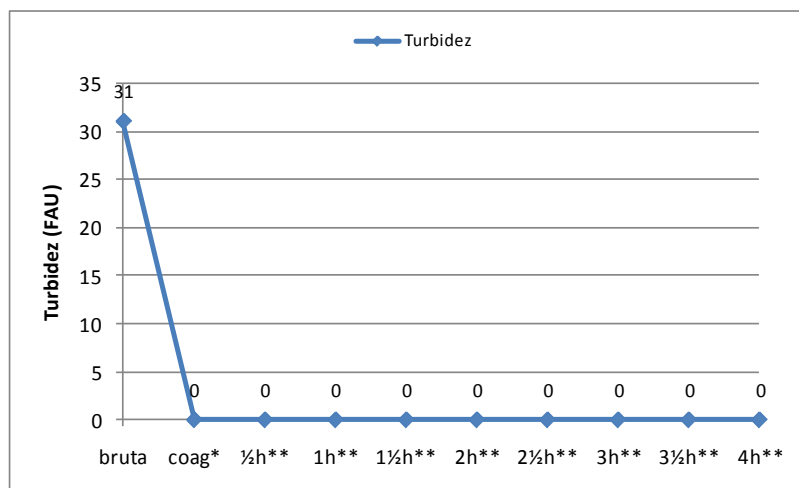
As condições utilizadas para o processo de coagulação/floculação foram as que se obtiveram os melhores resultados nos testes anteriores. São elas: coagulante Tanfloc SL, dosagem de 30 mL.L⁻¹ e pH 7,6. Para radiação UV, a vazão que respondeu de maneira mais positiva foi a de 50 mL/min.

Os resultados destes experimentos estão apresentados nas Figuras 5.30, 5.31, 5.32. Em cada uma delas, o primeiro ponto da linha azul corresponde ao valor detectado para a amostra bruta; o ponto que o sucede é referente ao valor da amostra coagulada (coag*) e; em seguida, é apresentada a sequência dos valores obtidos durante o período de exposição à radiação UV, nos tempos pré-definidos (½h; 1h; 1½h; 2h; 2½h; 3h; 3½h e 4h).



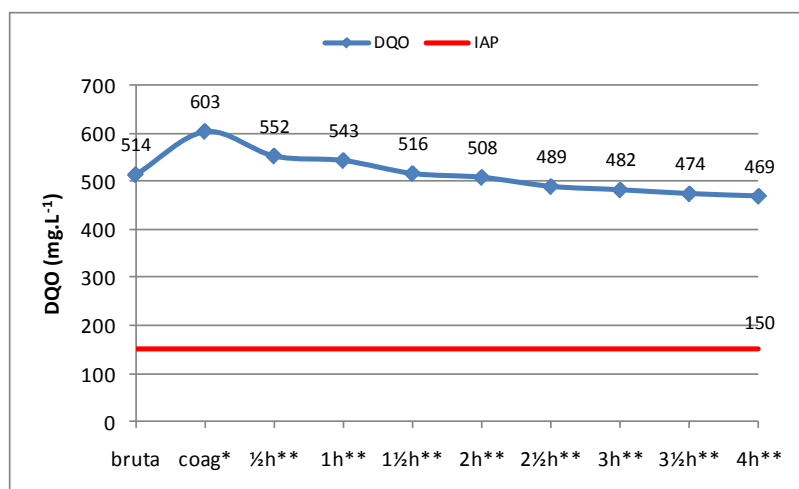
Legenda: *amostra coagulada; **tempo de exposição à radiação UV.

Figura 5.30: Variação da Cor aparente em função do tempo para processo combinado de coagulação/floculação + Radiação UV, com vazão de 50mL/min..



Legenda: *amostra coagulada; **tempo de exposição à radiação UV.

Figura 5.31: Variação da Turbidez em função do tempo para processo combinado de coagulação/floculação + Radiação UV, com vazão de 50mL/min..



Legenda: *amostra coagulada; **tempo de exposição à radiação UV.

Figura 5.32: Variação da DQO em função do tempo para processo combinado de coagulação/floculação + Radiação UV, com vazão de 50mL/min..

Nas Figuras 5.30, 5.31 e 5.32, pode-se verificar que ao final do experimento, o efluente melhorou suas características, em relação às condições iniciais. Foram obtidas percentagens de remoção de: 81, 100 e 9% de Cor aparente, Turbidez e DQO, respectivamente.

A adição de coagulante teve significativa influência no processo de radiação UV. Conforme a Figura 5.30, pode-se observar que, com a adição de coagulante, a cor da amostra diminuiu substancialmente e que, durante o processo foto-irradiado, a cor da amostra aumentou. Isso pode indicar que houve formação de subprodutos durante o período de radiação UV, o que pode ter implicado na formação de compostos em suspensão no efluente. Mas isso não veio a refletir nos valores de Turbidez.

A adição de coagulante no lixiviado pode ter sido a causa para a baixa eficiência do processo combinado, no tocante a remoção de DQO da amostra. Isso reforça a necessidade de se otimizar as variáveis do processo de coagulação/floculação, no intuito de se obter melhor eficiência para, posteriormente, verificar a viabilidade da combinação desses dois processos, visto a potencialidade de tratabilidade de efluentes de ambos.

Bila (2000) *apud* Silva (2002) realizou testes de oxidação por radiação UV e também não obteve sucesso na remoção de DQO. Segundo o autor, as baixas remoções e até remoções negativas (aumento da DQO) detectadas, podem ser atribuídas à rápida mudança na estrutura dos compostos orgânicos, consequência de reações de formação de intermediários de curta duração, que são mais prontamente oxidáveis pelos reagentes de DQO (aumento da DQO detectável). O autor acrescenta ainda que, se a radiação aplicada fosse maior, esses compostos seriam rapidamente oxidados, o que promoveria uma efetiva redução de DQO.

A rápida mudança na estrutura dos compostos orgânicos, citada no parágrafo anterior, também pode ser a justificativa para o acréscimo de cor na amostra, após a submissão à radiação UV.

Costa (2007) afirma que a desinfecção com UV é um processo seguro, por não formar subprodutos e nem apresentar residual. No entanto, os compostos que absorvem a radiação UV e apresentam alto rendimento quântico de fotólise, têm alto potencial para se fotodegradar, podendo, inclusive, se transformar em compostos

mais tóxicos do que os originais (efeito foto-ativação), o que se torna uma preocupação do ponto de vista ambiental.

Outra razão pode estar relacionada à temperatura da lâmpada, que influencia na sua eficiência. A ascensão na temperatura do tubo causa um aumento na pressão do mercúrio. Há uma pressão ótima para eficiência máxima da lâmpada. Se a pressão for demasiado baixa, existe a probabilidade de insuficientes colisões entre elétrons e átomos do mercúrio. Logo o *starting* torna-se difícil. Se a pressão for demasiada elevada, as perdas elásticas devido às colisões do átomo do elétron-mercúrio tornam-se significativas. A pressão ótima de operação é aproximadamente 7×10^{-3} T, que corresponde a uma temperatura de 40 °C no tubo (PHILLIPS, 1983 *apud* SILVA, 2002). No presente trabalho não foi determinada a pressão da lâmpada.

Pode-se acrescentar ainda, influência da própria intensidade da radiação UV, ou seja, a quantidade de radiação UV pode ter sido insuficiente para remoção de poluentes, e esta pode variar de acordo com as características do efluente.

5.2.4 Tratamento 4: Ozonização

A técnica de ozonização geralmente é empregada para degradar poluentes orgânicos, oxidar compostos fenólicos, remover cor, dentre outras funcionalidades e, assim, diminuir a toxicidade dos efluentes.

Nos ensaios realizados com ozônio foram obtidos resultados muito positivos no tocante à remoção de cor aparente, turbidez e DQO. Os valores encontrados para os testes durante o experimento estão apresentados nas Figuras 5.33, 5.34 e 5.35.

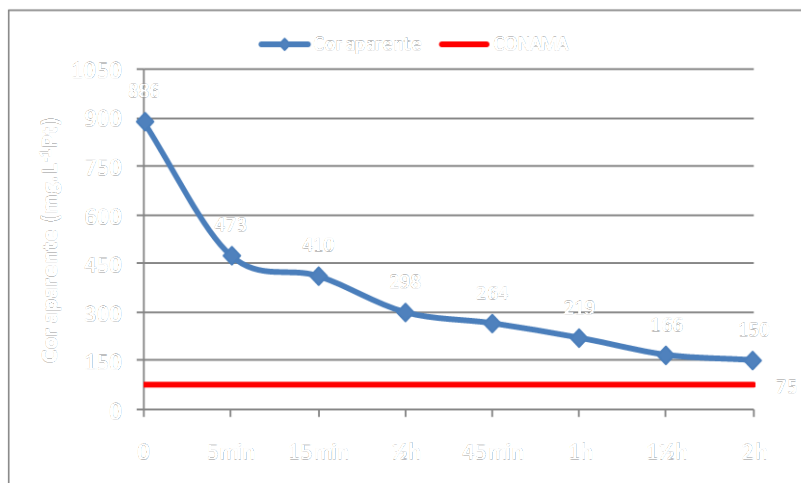


Figura 5.33: Evolução da Cor aparente durante o processo de ozonização.

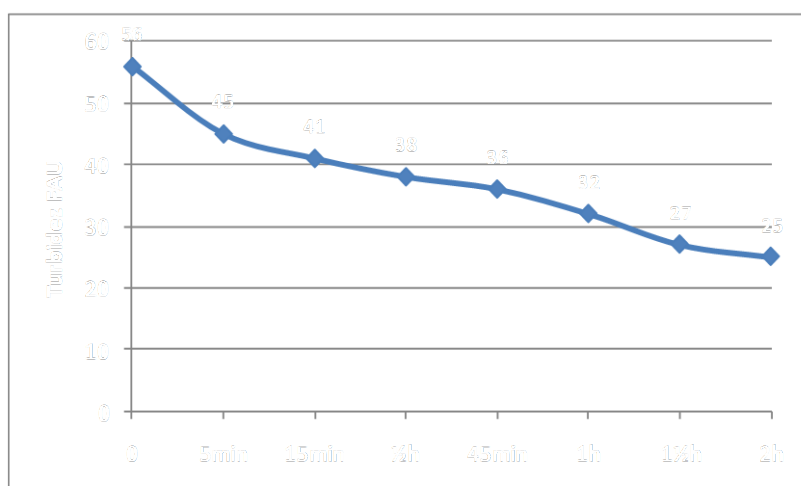


Figura 5.34: Evolução da Turbidez durante o processo de ozonização.

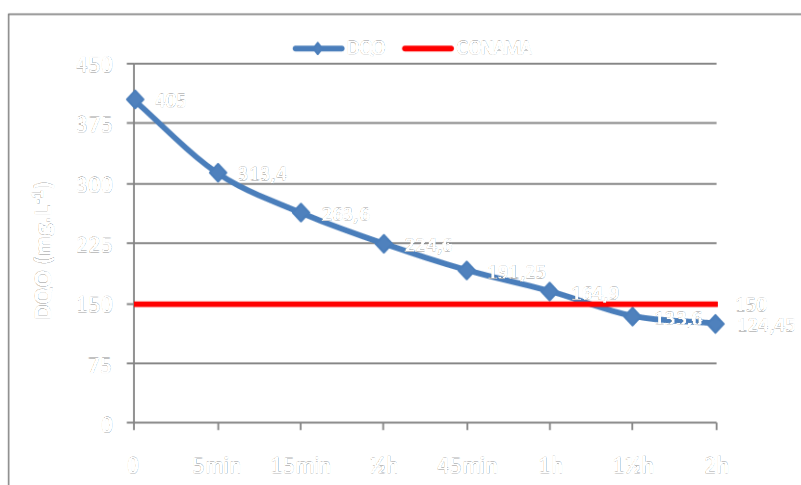


Figura 5.35: Evolução da DQO durante o processo de ozonização.

Segundo o que se observa nas Figuras, pode-se considerar que os três parâmetros sofreram influência das dosagens de ozônio no meio, que estão diretamente

interligadas ao tempo de contato do efluente com o gás (quanto maior é o tempo de contato, maior é a dosagem aplicada).

O processo levou à remoção de Cor aparente do lixiviado em torno de 83% ao término do experimento. Vale ressaltar que logo nos primeiros 5 minutos de contato, a percentagem de remoção de cor foi de aproximadamente 47% do valor inicial.

Para a Turbidez, a remoção total foi de 55%, sendo que houve um decréscimo linear durante o tempo de reação.

Os valores que representam à DQO corresponderam a uma remoção de 70% no tempo final do experimento.

Pode-se afirmar que os resultados obtidos são bastante promissores, principalmente no tocante à remoção de DQO, visto que, após o período de 2 horas, a concentração de DQO ficou abaixo do valor máximo permitido pela legislação (Figura 5.35).

No caso da cor aparente, embora o valor de 75 mg.L⁻¹ Pt não tenha sido alcançado, percebe-se que com o tempo de 2 horas, a estabilidade da reação não havia sido atingida, o que vem a indicar que o valor poderia diminuir ainda mais se o tempo reacional fosse aumentado.

Para o tratamento por ozonização, outros parâmetros foram analisados. Os resultados obtidos neste processo podem ser visualizados na Tabela 5.2 na qual também se encontram as características do lixiviado bruto, bem como do lixiviado tratado pelas lagoas de estabilização do aterro controlado.

Tabela 5.2: Características do lixiviado bruto, tratado no aterro e tratado com ozônio.

Parâmetro	Lixiviado bruto	Lixiviado tratado da última lagoa	Lixiviado tratado com O ₃
Temperatura (°C)	32-34	23,5	23
pH	6,9-7,6	8,5	8,77
Turbidez (FAU)	3-140	180	25
Cor aparente (mg.L ⁻¹ Pt)	480-1430	970	150
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	14-55	76	32,67
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L ⁻¹)	1552-2963	2450	2810
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	1897,34	1827	1808,67
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	730,66	581	885,28
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	1702-2604	850	1110
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	801-1186	72,8	378
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	298-808	404	124,45
Cloreto (mgCl.L ⁻¹)	9984,4-2114,4	5985,6	1239,61

Pode-se verificar que o sistema de tratamento com uso de ozônio conseguiu remover uma série de características indesejáveis do lixiviado e, além disso, foi bem mais eficiente que as lagoas de estabilização no tocante à remoção de Cor aparente, Turbidez, SST, STF, DQO e Cloreto.

Quanto ao íon Cloreto, segundo Silva (2002), este é oxidado muito lentamente conforme as dosagens de O_3 no efluente. Esse pode ser o grande motivo para o resultado promissor detectado nesse experimento, visto que esse parâmetro pode ter influenciado nas análises de DQO nos processos de coagulação/floculação e no processo combinado, pois, segundo APHA (1998), valores de cloreto acima de $2.000 \text{ mgCl.L}^{-1}$, influenciam na leitura de DQO.

Silva (2002) acrescenta ainda, que o ozônio é capaz de reagir com quase todos os elementos da tabela periódica, com exceção da série de haletos e o flúor, que possui potencial de oxidação mais elevado que o ozônio, além dos metais alcalinos e alcalinos terrosos, porque possuem apenas um estado de oxidação.

Nos trabalhos que utilizaram ozônio para tratamento de efluentes são registradas diversas percentagens de eficiência na remoção para diversos parâmetros. Silva (2002), que testou tratamento do lixiviado com ozônio, obteve eficiência de remoção de 43% para DQO, e de 95% para cor, nas melhores condições experimentais.

Soares (2007) testou o processo de ozonização para tratamento de esgoto sanitário, obteve percentagens de remoção máxima para DQO da ordem de 55% e de 85% para Turbidez. Nos ensaios realizados por Costa (2007) foram obtidos remoção máxima de 48% de DQO do esgoto sanitário e de 49% de Sólidos Totais.

Esses resultados ressaltam a elevada eficiência do processo de ozonização, que é um forte oxidante, pois é capaz de destruir poluentes e, assim, melhorar as características das águas residuárias.

5.2.5 Considerações sobre os tratamentos realizados

Com a finalidade de sumarizar os resultados obtidos nos ensaios de tratabilidade do lixiviado efetuados, a Tabela 5.3 apresenta os parâmetros monitorados e seus respectivos valores.

Tabela 5.3: Características do lixiviado após os diversos processos de tratamento.

	Parâmetro		
	Cor aparente (mg.L ⁻¹ Pt)	Turbidez (FAU)	DQO (mg.L ⁻¹ O ₂)
Lixiviado bruto	480-1430	3-140	298-808
Última lagoa*	970	180	404
Tanfloc SG 30 mL.L ⁻¹ *	212	2	539
Tanfloc SL mL.L ⁻¹ *	101	0	531
Moringa 30 mL.L ⁻¹ *	291	13	893
Tanfloc SL mL.L ⁻¹ + pH 5,0*	100	0	539
Radiação UV*	428	27	285
Tanfloc SL + UV*	234	0	505
O ₃ *	230	25	124

* lixiviado após o tratamento.

Alguns comentários podem ser feitos relativos aos processos de tratamento investigados:

- A cor aparente e a turbidez foram removidas com mais eficiência nos ensaios de coagulação/floculação;
- A maior percentagem de remoção DQO foi obtida no processo de ozonização;
- A radiação UV aplicada isoladamente foi mais eficiente na remoção de matéria orgânica – representada pela DQO – que se aplicada em conjunto com o processo de coagulação/floculação;
- De um modo geral os processos testados foram mais eficientes do que as lagoas de estabilização existentes no aterro.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no período de realização dos experimentos permitiram tirar as seguintes conclusões:

- o lixiviado bruto do aterro controlado de Maringá apresentou elevadas concentrações de cor aparente, sólidos dissolvidos, cloreto e nitrogênio amoniacal e baixas concentrações de oxigênio dissolvido e material orgânico biodegradável – explicitado pela relação DBO_5/DQO inferior a 0,3 – o que evidencia a recalcitrância desse efluente.
- as características do lixiviado pós tratamento biológico por lagoas de estabilização existentes no local revelam a ineficiência do processo em tratar o lixiviado. As causas procedem das características do mesmo (recalcitrância) e de fatores externos ao sistema, como, por exemplo, a inexistência de sistema de coleta e drenagem de águas pluviais, que provoca aumento do volume de água da chuva que adentra as células de deposição dos resíduos e as lagoas de tratamento;
- nos testes de tratabilidade do lixiviado por coagulação/floculação com coagulantes naturais, os resultados obtidos foram insatisfatórios em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica – representada pelo parâmetro DQO. Para esses testes, os efeitos menos inconvenientes se deram com o uso de tanino vegetal – o Tanfloc SL, em pH da amostra de 7,6 – o qual foi eficaz na remoção de cor aparente e turbidez, mas não de DQO. Os motivos podem advir das próprias características do efluente, como, por exemplo, a influência do íon cloreto nas análises de DQO, ou das condições que o experimento foi sujeito;
- o processo foto-irradiado respondeu de maneira positiva na remoção dos parâmetros investigados, mas não foi suficiente para que os mesmos se enquadrassem nos padrões estabelecidos pelas normas vigentes;
- nos ensaios do sistema combinado, radiação UV/coagulação/floculação, as características do efluente pós tratado melhoraram em relação às condições iniciais. As percentagens de remoção obtidas foram de: 81, 100 e 9% para Cor aparente, Turbidez e DQO, respectivamente. A adição de coagulante no lixiviado pode ter sido a causa para a baixa eficiência do processo combinado, no tocante

a remoção de DQO pelos mesmos motivos apresentados na justificativa dos resultados do processo coagulação/floculação isolado;

- os resultados obtidos nos testes de ozonização foram bastante promissores para remoção de DQO (70%), Cor aparente (83%), Turbidez (55%) e Cloreto (79%), sendo os mais satisfatórios obtidos nesse trabalho. A diminuição do íon cloreto nesse experimento pode ter sido a causa do êxito na diminuição das concentrações de DQO;
- tanto no sistema por radiação UV como no de ozonização, as variáveis: tempo de contato e, conseqüentemente quantidade de radiação UV/ozônio, foram determinantes essenciais para eficiência dos processos.
- os resultados obtidos em todos os ensaios de tratamento realizados, apesar de preliminares, deixam evidente a complexidade do lixiviado e a dificuldade em tratá-lo e, ainda, a potencialidade de todos os processos testados.

7 SUGESTÕES

Algumas sugestões podem ser feitas para pesquisas posteriores:

- realizar testes de coagulação/floculação com coagulantes naturais tanino e moringa com otimização das variáveis: gradientes de velocidade mistura, sedimentação e maiores faixas de pH;
- verificar a tratabilidade dos coagulantes naturais com adição de sulfato de mercúrio na amostra quando nas análises de DQO, para minimizar a interferência do íon cloreto, conforme descreve APHA (1998);
- testar a eficiência do processo de coagulação/floculação com coagulantes naturais combinado à ozonização;
- avaliar a eficiência do coagulante tanino vegetal na forma sólida (em pó);
- efetuar testes foto irradiados com intensidade de radiação UV mais elevada e com controle da temperatura;
- avaliar condições ótimas para o processo de ozonização;
- quantificar o ozônio residual e o *off*-gás para se conhecer as dosagens efetivas aplicadas no efluente;
- realizar testes de tratabilidade com o lixiviado pós lagoas de estabilização;
- analisar macro componentes inorgânicos e elementos-traço inorgânicos, antes e após os tratamentos;
- efetuar testes de tratamento em escala maior.

8 REFERÊNCIAS

ABRANTES Jr, E.A.; MEDEIROS, R.C. SILVA, R.C.; SILVÉRIO, R.P.; SOUSA, W.P.; BOLZAN, M. Avaliação ambiental do aterro sanitário de Jacareí. In: IX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e V Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – SP. **Anais...**– Universidade do Vale do Paraíba/2005.

ABREU, E.T. **Proposta de gerenciamento de efluentes de serviços de saúde, gerados no Hospital Universitário Regional de Maringá (HUM)**. Tese (Doutorado) Departamento de Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2008.

AMOKRANE, A.; COMEL, C. e VERON J. Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation. **Water Research**. Vol. 31 (11): p.2775-2782, 1997.

APHA; AWWA; WPCF (1998) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st edition. Washington. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington-DC, USA.

ARAÚJO, A.L. **Tratamento de efluentes da indústria de celulose e papel por processo combinado com reagente Fenton e lodos ativados**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2008.

ARAÚJO, R.N.. **Degradação do corante azul reativo 19 usando UV; H₂O₂; UV/H₂O₂; Fenton e Foto-Fenton. Aplicação em efluentes têxteis**. Dissertação (Mestrado). Pós-graduação em Engenharia Civil/UNICAMP, Campinas, 2002. Disponível em: <libdigi.unicamp.br>. Acesso em: 03 dez. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT **NBR 8.419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

BAIRD, C. **Química ambiental**. Trad. Mara Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera, 2. ed., Porto Alegre: Bookeman, p. 534-537, 2002.

BARROS JR, C. **Os resíduos sólidos urbanos na cidade de Maringá – Um modelo de gestão**. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Química/Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2002.

BARROS JR, C.; TAVARES, C.R.G. BAVANTEL DE BARROS, S.T. Diagnóstico sobre a disposição final dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Maringá, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Technology**. V.26, Nº 2, p. 79-84, Maringá, 2004.

BAUN, A.; REITZEL, L.A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.; BJERG, P.L., 2004. “Xenobiotic organic compounds in leachates from Ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity testes”. In: **Water Research**, v. 38, p. 3845-3858.

BEZERRA, A. M. E.; MOMENTÉ, V. G. & MEDEIROS FILHO, S. Germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de moringa (*Moringa oleifera* Lam.) em função do peso da semente e do tipo de substrato. **Hortic. Bras.** vol. 22, no.2, Brasília Abril-Junho/2004.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.** Publicação Escola de Engenharia de São Carlos/ Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 1999.

BIDONE, R.F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um Sistema composto por filtros Anaeróbios seguidos De banhados construídos: estudo de caso — central de resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS.** Dissertação (Mestrado) Departamento de Hidráulica e Saneamento/Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br>>. Acesso em: 12 abr. 2009.

BILA, D.; MONTALVÃO, A.F.; DEZOTTI, M. Aplicação de um processo oxidativo no aumento da biodegradabilidade do chorume do aterro de Gramacho/RJ. In: COBEQ - Congresso Brasileiro de Engenharia Química. **Anais...** 2002.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da moringa oleifera lam no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba – UFPB, João Pessoa. 2001. Disponível em: <btd.ibict.br/btd>. Acesso em: 14 nov. 2009.

BORGES, M. E.E. **Variação temporal do chorume e da água do Ribeirão Borba Gato na área de influência do aterro de resíduos urbanos de Maringá.** Dissertação (Mestrado) Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2006.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; DE BARROS, M.T.; SPENCER, M.; PORTO, M. NUCCI, N.; JULIANO, N. & EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental.** 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRITO FILHO, L.F.de., **Estudo de gases em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação (Mestrado) Departamento de Ciências da Engenharia Civil. 218p, COPPE/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <fenix2.ufrj.br>. Acesso em: 13 ago 2009.

CASTILHOS JR, A.B. (coord.) **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CASTILHOS JR, A.B. (coord.) **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CHRISTENSEN, T.H.; BJERC, P.P.L.; JENSEN, D.L.;CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRCHTSEN, H.J.; HERON, G. **Biochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry**, v. 16, p.659-718, 2001.

CELERE, M.S.; OLIVEIRA, A.S.; TREVILATO, T.M.B.; SEGURA-MUÑOZ, S.I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para a saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 23(4): 939-947, abr, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA **No 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA **No 397**. Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA No 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. 2008.

CONTRERA, R.C.. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbios e aeróbio operados em batelada seqüenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente**. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos/ Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

COSTA, J.B.. **Avaliação Ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário de esgoto sanitário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio e radiação ultravioleta**. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos/Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

CRUZ, J.G.H. et al. Aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Campo Grande, 2005.

D'ALMEIDA, M. L. O. e VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 2ª ed. São Paulo-SP: IPT/CEMPRE, 2000.

DALQUANO, S.T. **Fragilidade e paisagem ambiental da bacia do Ribeirão Borba Gato, Maringá, PR**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Geografia/ Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2005.

DANIEL, L.A. **Desifecção de esgotos com radiação ultravioleta:fotoreativação e obtenção de parâmetros cinéticos**. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de

São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

DAVINO, F. **Tecnologia de Tratamento de Água – Água na Indústria**. Rio de Janeiro: ALMEIDA NEVES, 1976.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Vol. 1. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do aterro metropolitano de Gramacho (Rj – Brasil)**. Dissertação (Mestrado) Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <fenix2.ufrj.br>. Acesso em: 25 jan. 2009.

FERREIRA, J.A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.; CAMPOS, J.C.C.; LIMA, P.Z.M.L.. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** 2005.

FLERCK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado) Departamento de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. Disponível em: <btdt.ibict.br/btdt>. Acesso em: 14 mar. 2009.

GARCIA, J.C. **Maringá verde? O desafio ambiental da gestão das cidades**. Maringá: Eduem. 2006.

GIRARDI, F.. **Tratamento de vinhaça utilizando coagulantes naturais**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química/Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

GOMES, T.L.. **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria - RS**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria/RS. Departamento de Engenharia Civil. 2005. Disponível em: <btdt.ibict.br/btdt>. Acesso em: 10 dez. 2009.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. PNSB - Pesquisa Nacional do Saneamento Básico, 2000. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 11.01.2009.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 08.05.2009.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: CEMPRE, 2000.

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

KONRADT-MORAES, L. C.. **Estudo da coagulação-ultrafiltração para produção de água potável**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química/Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2004.

KONRADT-MORAES, L. C.. **Estudo dos processos de coagulação e floculação seguido de filtração com membranas para obtenção de água potável**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química/Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, 2009.

LAUREANO, A.T. & SHIRAIWA, S. Ensaio geofísicos no aterro sanitário de Cuiabá-MT. **Revista Brasileira de Geofísica**. 26(2): p.173-180. 2008.

LINS, E.A.M. **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro de Muribeca**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.

LINS, E. A. M. E JUCÁ, J.F.T. A utilização de métodos empíricos para a estimativa do percolado gerado no aterro de Muribeca. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental, 2005. **Anais...** Campo Grande/MS, 2005.

LORENÇÃO, J.. **Avaliação da resistência de microrganismos patogênicos à desinfecção sequencial com ozônio-radiação ultravioleta e cloro-radiação ultravioleta**. Dissertação (Mestrado) Departamento de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos/Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

MANAHAN, Stanley E. **Environmental Chemistry**. Sixth Edition. CRC Press Inc., 1999.

MÁXIMO, V.A.; Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis. Tese (Doutorado). Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007. Disponível em: <bdtd.ibict.br/bdtd>. Acesso em: 14 dez. 2008.

MEDEIROS, D.R.. **Tratamento de efluentes do branqueamento da polpa celulósica por processos oxidativos avançados baseados em ozônio**. Tese (Doutorado). Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

MONACO, P.B.. **Inativação de indicadores patogênicos em sistemas combinados de tratamento e pré-desinfecção de esgoto**. Tese (Doutorado) Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos/

Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

MORAIS, J.L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** (Tese) Pós Graduação em Química. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005. Disponível em: <dspace.c3sl.ufpr.br>. Acesso em: 07 jun. 2009.

MORAIS, J.L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P.. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogenia integrada a processo biológico convencional. **Rev. Química Nova**, Vol. 29, No.1, 20-23, 2006.

NAGALLI, A. **Diagnóstico e Avaliação dos Impactos Ambientais de Aterros de Disposição de Resíduos no estado do Paraná – Estudo de Caso dos Municípios de Jacarezinho e Barra do Jacaré.** Curitiba, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), UFPR. Disponível em: <dspace.c3sl.ufpr.br>. Acesso em: 07 jun. 2009.

NAGASHIMA, L.A.; **Monitoramento do lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente Fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento.** Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

NADBIGENGESERE, A.; NARASIAH, K.S.; TALBOLT, B.G. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using Moringa oleifera. In: **Water Reaseach**, Londres, v.29, n.2, p.706-710, 1995.

PIRES, M.R. **Desifecção de esgotos com radiação ultravioleta: influência da qualidade do esgoto e da fotorreativação.** Tese (Doutorado) Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP. Campinas, 2002. Disponível em: <libdigi.unicamp.br>. Acesso em: 03 mai. 2009.

RAMOS, S.I.P. **Sistematização técnico-organizacional de programas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos em municípios de estado do Paraná.** Dissertação (Mestrado) Departamento de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2004. Disponível em: <dspace.c3sl.ufpr.br>. Acesso em: 07 jun. 2009.

RODRIGUES FILHO, G.M.. **Desenvolvimento de processos oxidativos avançados para o tratamento de lixiviado do aterro de Muribeca (PE).** Dissertação (Mestrado) Departamento de Engenharia Química. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2007. Disponível em: <btdtd.ibict.br/btdtd>. Acesso em: 14 dez. 2009.

RODRIGUES, M.R.M. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados.** Dissertação (Mestrado) Departamento de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007. Disponível em: <dspace.c3sl.ufpr.br>. Acesso em: 07 jun. 2009.

RUAS, D.B.. **Aplicação do processo oxidativo avançado H₂O₂/UV como pós-tratamento de reator anaeróbio em efluentes de indústrias de celulose Kraft branqueada**. Dissertação (Mestrado) Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos/ Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 18 mar. 2009.

SANTANA, V. S. **Desempenho de semicondutores na degradação fotocatalítica do fenol e da vinhaça sob radiação Vis, UV e solar**. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, 2006.

SANTOS, J.E. **Difusão e cinética de decomposição do ozônio no processo de fumigação de grãos de milho (Zea mays)**. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2008. Disponível em: <btd.ibict.br/btd>. Acesso em: 14 dez. 2009.

SEMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente do estado do Paraná; SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental; IAP – Instituto Ambiental do Paraná. SEMA/IAP/SUDERHSA Resolução conjunta nº 01: Estabelece requisitos, critérios técnicos e procedimentos para a seleção de áreas destinadas a implantação de Aterros Sanitários, elaboração do projeto executivo e operação do aterro, visando a proteção do meio ambiente e da saúde pública. Curitiba, 2006.

SILVA, A.C.. **Tratamento de percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade**. Dissertação (Mestrado). Engenharia Civil – COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <fenix2.ufrj.br>. Acesso em: 13 fev. 2009.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT`ANNA JR., G.L. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate**. Chemosphere. V.55, p.207-214, 2004.

SILVA, L.M. & JARDIM, W.F.. Trend and strategies of ozone application in environmental problems. **Química Nova**. Vol.29. n.2. São Paulo, mar-abr. 2006.

SILVA, M.E.R.; AQUINO, M.D.; SANTOS, A.B.. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais. In: **Rev. Tecnológica de Fortaleza**. V. 28, n.2, p. 178-190. Dez.2007.

SILVA, M.O.S.A. **Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo, 1977. p.226.

SILVA, S.S. **Aplicação de radiação UV para desinfecção de efluente da associação de reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 14 out. 2009.

SIQUEIRA, M.E.. **Estudo da utilização de coagulantes naturais e químicos em uma estação de tratamento de água piloto (ETA-piloto)**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química/Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

SISINNO, C.L.S. & MOREIRA, J.C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 12(4): 515-523, Out-Dez, 1996.

SOARES, L.V.. **Ozonização de esgoto sanitário: estudo da hidrodinâmica, transferência de massa e inativação de microrganismos indicadores**. Tese (Doutorado) Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 23 set. 2009.

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

SOUZA, L.C. e DALVI, L.C. Estudo da remoção biológica da DQO recalcitrante de efluente de branqueamento de polpa Kraft de eucalipto. In: 35º Congresso e Exposição Anual de Celulose e Papel. **Anais...** São Paulo, 2002.

TANAC. **Tanfloc: Coagulante/Floculante de origem vegetal**. Tanac S.A. Montenegro/RS, 2008.

TAUCHERT, E. & ZAMORA-PERALTA, P. Avaliação de processos fotoeletroquímicos no tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários. **Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol.9 – n.3. p. 197-201.jul-set, 2004.

TEIXEIRA, C.P.A.B.. **Estudo comparativo de tipos diferentes de Processos Oxidativos Avançados**. Tese (Doutorado) Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas, 2002. Disponível em: <libdigi.unicamp.br>. Acesso em: 03 mai. 2009.

TORRES, P.; BARBA, L. E.; RIASCOS, J.; VIDAL, C. J. Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado. **Revista: Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 2 – Nº 2 – Abr/Jun 1997.

TCHOBANOGLIOUS, M.; KERSTEN, R.; VIGIL, S.A. **Integrated solid waste management engineering principles and management issues**. [s.l.]: McGraw-Hill, 1993.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos ativados**. vol.4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

ANEXOS

ANEXO 1

Alcalinidade

(SILVA, 1977)

Centrifugue uma amostra, a 2500 rpm, durante 5 minutos até obter uma quantidade de aproximadamente 70 a 100 mL de sobrenadante. Filtre o sobrenadante em um papel de filtro qualitativo, recolhendo o filtrado em uma proveta graduada. Após, coloque o filtrado em um béquer. Meça o pH da amostra e titule com H₂SO₄ 0,02 N até pH 4,0. O volume gasto na titulação é utilizado para calcular a alcalinidade total em CaCO₃, com a seguinte equação.

$$\text{Alcalinidade (mg CaCO}_3\text{/L ou Kg)} = \frac{V_a \times N \times 50.000}{\text{amostra}}$$

Em que:

V_a: Volume de ácido sulfúrico gasto na titulação (mL);

N: Normalidade do ácido sulfúrico;

Amostra: Quantidade de amostra (mL ou g).

ANEXO 2

Determinação de Demanda Química de Oxigênio (DQO) por Micro Método

(CAMMAROTA & FREIRE, 2004; APHA, 1998)

Reagentes:

a) Solução Oxidante:

Dissolver em 500 mL de água destilada 10,216 g de K₂Cr₂O₇, previamente seco à 103°C por 2 h, 33,3 g (83 g) de HgSO₄ e adicionar 167 mL (140 mL) de H₂SO₄ concentrado. Dissolver, esperar esfriar e completar o volume de 1.000 mL com água destilada.

Observação: A quantidade de HgSO_4 adicionada nesta solução é suficiente para complexar uma concentração de cloretos de até 2.000 mg.L^{-1} (6.000 mg.L^{-1}). Para concentrações maiores, pode-se aumentar a quantidade de sulfato.

As quantidades entre parênteses se referem ao método para altas concentrações de cloreto. No preparo, deve-se adicionar alternadamente ácido sulfúrico e sulfato de mercúrio aos poucos, sem deixar a temperatura da solução aumentar excessivamente. Exceto por estes valores, o restante é exatamente igual ao método convencional.

b) Solução Catalise

Dissolver 10 gramas de sulfato de prata (Ag_2SO_4) em 1.000 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado.

c) Solução Padrão

Pesar 0,8509 g de biftalato de potássio P.A. ($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$) seco em estufa à 100°C por 2 h e dissolver em água destilada, logo após completar o volume a 1.000 mL. Esta solução corresponde a uma concentração de $1.000 \text{ mg de O}_2/\text{L}$.

Procedimento Experimental:

a) Preparação da Curva de Calibração:

Preparar uma série de soluções padrões de 100 a 700 mg de O_2/L a partir da solução padrão de $1.000 \text{ mg de O}_2/\text{L}$ de acordo com a tabela a seguir.

1. Série de soluções padrões de 100 a 700 mg de O_2/L a partir da solução padrão de $1.000 \text{ mg de O}_2/\text{L}$.

Volume (mL) da solução padrão a elevar a 100 mL	Concentração (mg de O_2/L)
10	100
20	200
30	300
40	400
50	500
60	600
70	700

Conhecida a concentração de oxigênio a ser oxidado em cada amostra, efetuar o procedimento abaixo para cada solução, determinar a absorvância e construir uma

curva de calibração. O branco é preparado substituindo-se a amostra por água destilada.

b) Determinação da DQO:

Colocar em tubos de oxidação 1,5 mL de solução oxidante; 2,5 mL da amostra (DQO menor que 600 mg de O₂/L); 3,5 mL de solução catálise. Fechar e agitar. Colocar no reator (COD – REACTOR HACH) a 150°C durante duas horas. Ler a absorbância a 600 nm após ligeiro resfriamento. Ler a curva de calibração e determinar a concentração de oxigênio necessário para oxidar a amostra.

Observação: Se a amostra contiver íons Cl⁻, a leitura deve ser realizada a quente, pois os íons Cl⁻ precipitam com a prata, a frio, interferindo na leitura.

ANEXO 3

Fósforo Total

(SILVA, 2001)

Metodologia:

Determinação de fósforo total pelo método do ácido ascórbico, após digestão com persulfato.

Materiais, Reagente e Equipamentos:

- Autoclave (121-127°C);
- Espectrofotômetro (comprimento de onda de 880nm) ou colorímetro;
- Cubeta de 1cm de espaço interno;
- Erlenmeyer de 125mL;
- Pipetas sorológicas de 5 e 19mL;
- Balão volumétrico de 50, 100 e 1000mL;
- Papel laminado;
- Balança analítica com precisão de 0,1mg;
- Solução de Ácido Sulfúrico (H₂SO₄);
- Solução de Hidróxido de Sódio (NaOH);

- Solução de Tartarato de Antimônio e Potássio [$K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 1/2H_2O$];
- Solução de Molibdato de Amônio [$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$];
- Solução de Ácido Ascórbico ($C_6H_8O_8$);
- Solução de Fosfato (KH_2PO_4);
- Sal de fenolftaleína ($C_{20}H_{14}O_4$);
- Persulfato de Potássio ($K_2S_2O_8$).

Procedimento:*Preparo da solução de ácido sulfúrico 5N:*

Adicionar, lentamente e com agitação, 140mL de H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico) concentrado a um pouco de água destilada, esfriar e completar o volume para 1000mL com água destilada.

Preparo da solução de hidróxido de sódio 1N:

Dissolver em 40g de NaOH (Hidróxido de Sódio) e completar o volume para 1000mL com água destilada.

Preparo da solução de tartarato de antimônio e potássio:

Dissolver em 400mL de água destilada 1,3715g de $K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 1/2H_2O$ (Tartarato de Antimônio e Potássio) e completar o volume para 500mL com água destilada. Guardar em recipiente inteiramente de vidro (frasco e tampa).

Preparo da solução de molibdato de amônio:

Dissolver 20g de $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ (Molibdato de Amônio) em 500mL de água destilada. Guardar em recipiente inteiramente de vidro (frasco e tampa).

Preparo da solução de ácido ascórbico 0,01M:

Dissolver 8,80g de $C_6H_8O_8$ (Ácido Ascórbico) em 500mL de água destilada. A solução é estável por uma semana a 4°C.

Preparo da solução de estoque de fosfato:

Dissolver 219,5mg de KH_2PO_4 (Fosfato) completando o volume para 1000mL com água destilada. 1,00mL desta solução = 50,0µg P-PO.

Preparo do reagente combinado:

Para 100mL do reagente combinado, misturar 50mL da solução H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico) 5N, 5mL da solução de $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$ (Tartarato de Antimônio e Potássio), 15mL da solução de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (Molibdato de Amônio) e 30mL da solução de $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_8$ (Ácido Ascórbico). Misturar bem após a adição de cada solução.

Deixar as soluções atingirem a temperatura ambiente antes de serem misturadas e misturar na ordem acima mencionada. Este reagente é estável por 4h.

Preparo da solução de ácido sulfúrico para digestão:

Adicionar 300mL de H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico) concentrado a aproximadamente 600mL de água destilada; resfriar e diluir para 1000mL em água destilada.

Preparo da solução indicadora de fenolftaleína:

Dissolver 5g de $\text{C}_{20}\text{H}_{14}\text{O}_4$ (sal de fenolftaleína) e diluir para 1000mL em água destilada.

Procedimento:

a) Digestão da amostra com persulfato de amônio

Pesar em um erlenmeyer de 125mL, 0,5g de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (Persulfato de Potássio);

Pipetar 5mL da amostra não filtrada;

Adicionar 20mL de água destilada e 1gota de indicador fenolftaleína;

Se aparecer a coloração rósea característica do indicador em meio básico, adicionar a solução de digestão de H_2SO_4 , gota a gota, até o desaparecimento da cor e, em seguida, adicionar mais 0,5mL (alternativamente, usar H_2SO_4 5N, gota a gota, e adicionar um volume extra de 1,2mL;

Agitar o erlenmeyer, cobrir com papel laminado e levar à autoclave por 30min entre 121 e 127°C;

Retirar da autoclave, colocar 1gota de fenolftaleína, neutralizar, com solução de NaOH (Hidróxido de Sódio) 1N, até o aparecimento da cor rósea e completar o volume para 50mL com água destilada, usando um balão volumétrico. Verter para o erlenmeyer.

b) Adicionar à amostra digerida com persulfato 8mL do reagente combinado;

c) Ler a absorbância no espectrofotômetro a 880nm. Esta leitura deve ser feita entre 10 e 30min após a adição do reagente combinado;

Cálculos:

Utilizando-se o espectrofotômetro:

a) Preparação dos padrões:

a.1) Pipetar 2mL da solução estoque de fosfato em um balão volumétrico de 100mL e completar o volume com água destilada. Esta solução possui 100µg de P-PO₄³⁻ em 100mL o que corresponde a 1,0mg P-PO₄³⁻/L.

Repetir a operação acima com 4,0; 6,0; 8,0; 10,0 e 12,0mL da solução estoque de fosfato para a preparação dos padrões 2,0; 3,0; 4,0; 5,0 e 6,0mg P-PO₄³⁻/L, respectivamente.

a.2) Tomar 5mL de cada padrão e 20mL de água destilada e proceder à digestão com persulfato em condições ácidas, de modo similar ao que foi feito para as amostras (vai para autoclave).

a.3) Neutralizar, corrigir o volume para 50mL e adicionar 8mL do reagente combinado.

a.4) Ler a absorbância no espectrofotômetro a 880nm. Esta leitura deve ser feita entre 10 e 30min após a adição do reagente combinado.

b) Preparação da prova em branco (zerar equipamento):

b.1) Tomar 25mL de água destilada e proceder à digestão com persulfato conforme procedimento já descrito (vai para autoclave).

b.2) Neutralizar, corrigir o volume para 50mL e adicionar 8mL do reagente combinado.

b.3) A leitura no espectrofotômetro com esta prova em branco deverá ser zero (o espectrofotômetro deverá ser zerado com esta prova em branco).

c) Cálculo final:

A estimativa do teor de fósforo total existente na amostra, pode ser feita diretamente da curva de calibração fazendo-se a leitura da concentração que corresponde à absorbância obtida. Alternativamente, utilizar o método dos mínimos quadrados.

Utilizando-se um colorímetro:

a) Preparação dos padrões:

a.1) Tomar 12mL da solução estoque e diluir para 100mL com água destilada. Esta solução terá 600µg de P em 100mL o que corresponde a 6mg P/L.

a.2) Tomar 50mL da solução anterior (a.1) e diluir para 100mL com água destilada. Teor de fósforo total = 3mg P/L.

a.3) Diluir 50mL da solução anterior (a.2) com igual volume de água destilada. Teor de fósforo total = 1,5mg P/L.

a.4) Preparar uma prova em branco.

a.5) Proceder à digestão ácida com persulfato, de um volume de 5mL de cada um dos padrões anteriormente definido acrescido de 20mL de água destilada (a.1-a.4). Neutralizar, completar o volume para 50mL e adicionar 8mL do reagente combinado.

b) Calibração do colorímetro:

b.1) Colocar a cubeta com a prova em branco e ajustar para o ponto 0,0.

b.2) Com a solução (a.1) na cubeta, ajustar o parêmetro na posição 1 (6mg.L⁻¹).

b.3) Para verificar a exatidão do aparelho, utilizar as soluções (a.2 e a.3) para as quais o mesmo deverá medir 3 e 1,5mg P/L, respectivamente.

c) Determinação do teor de fósforo total na amostra

Após a calibração do colorímetro, ler o valor medido no mesmo para a amostra. Considerar cada décimo da escala igual a 0,6mg P/L.

Observação:

Toda a vidraria utilizada nesta determinação não deve ser lavada com detergente comum o que a contaminará com fósforo.

A lavagem final da vidraria deve ser feita com uma solução de HCl (Ácido Clorídrico) e enxaguada várias vezes com água destilada antes de ser usada.

A solução de ácido clorídrico deve estar na proporção de 1.000mL de HCl (Ácido Clorídrico) 37% para 9000mL de água destilada.

Este método é recomendável para a faixa de concentrações entre 0,01 e 6,0mg P/L.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)