

486 - 01/01/07
✓
✓

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

**"PROCESSO DE TRATAMENTO ANAERÓBIO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS INOCULADOS
COM LODO DE ESGOTO INDUSTRIAL."**

Valderí Duarte Leite

DEDALUS - Acervo - EESC



31100016811

Tese apresentada à Escola de Engenharia de
São Carlos, da Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para obtenção do
Título de Doutor em Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Titular Jurandy Povinelli

**São Carlos, SP
1997**



Class.	FACE-EESC
Cutt.	2922
Tombo	T054/97

Area Fibromioma

31100016811

+ 27/053

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP**

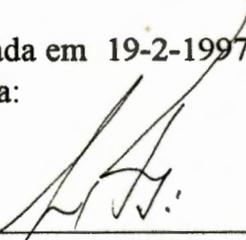
L533p Leite, Valderi Duarte
Processo de Tratamento anaeróbio de resíduos
sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto
industrial / Valderi Duarte Leite. -- São Carlos,
1996.

Tese (Doutorado) - - Escola de Engenharia de
São Carlos - Universidade de São Paulo, 1996.
Orientador: Prof. Dr. Jurandir Povinelli

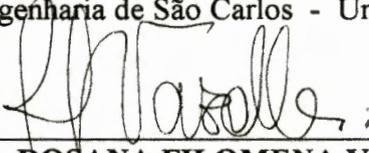
1. Anaeróbio. 2. Resíduos sólidos urbanos. 3.
Inóculo. 4. Lodo. I. Título

FOLHA DE APROVAÇÃO

Tese defendida e aprovada em 19-2-1997
pela Comissão Julgadora:



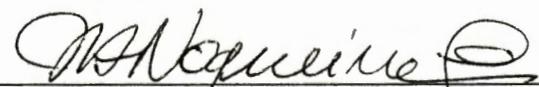
Prof. Titular **JURANDYR POVINELLI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



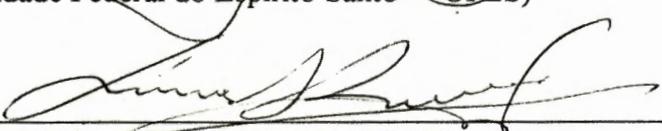
Prof.^a Doutora **ROSANA FILOMENA VAZOLLER**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutor **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



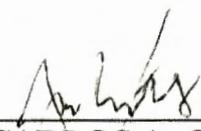
Prof. Doutor **WANDERLEY ANTONIO NOGUEIRA**
(Universidade Federal do Espírito Santo - UFES)



Prof. Tit. **ARISTIDES ALMEIDA ROCHA**
(Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo)



Prof. Assoc. **EDUARDO CLETO PIRES**
Coordenador da Área de Hidráulica e Saneamento



JOSE CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Dedico,

a Socorro, Alexandre e Marcus

No momento atual, as preocupações e angústias causadas pelos resíduos sólidos urbanos, só são superadas pelos resíduos sociais urbanos.

O autor

O conhecimento não é apenas mais um produto. Nunca se gasta. Aumenta com a difusão e cresce com a dispersão.

Daniel J. Boorstin

AGRADECIMENTOS

- Aos meus pais, os meus primeiros e melhores mestres.
- Aos meus sogros, irmãos, cunhados e demais familiares.
- Ao Prof. Tit. Jurandyr Povinelli, pela confiança e apoio e sobretudo pela firme e eficaz orientação.
- A companheira de trabalho Virgínia Vazquez, pela amizade e a constante dedicação para com este trabalho.
- Ao Prof. Valdir Schalch, pela perseverante amizade e dedicação destinada a este trabalho.
- A Prof^ª Rosana Filomena Vazoller, pela amizade dispensada e constantes colaborações.
- Ao Prof. Itan Pereira da Silva, Magnífico Reitor da UEPB, pelo incentivo que tem dado a capacitação Docente.
- Ao Prof. Jaime Maia dos Santos da FCAV / UNESP / Jaboticabal, pelo apoio atribuído na realização dos exames de microscopia eletrônica de varredura.
- Aos companheiros de República, José Tavares de Sousa e Luciano Azevedo Neto, pelo apoio e respeito mútuo, sobretudo nos momentos mais difíceis e silenciosos.
- Ao companheiro Roberto de Oliveira, pelo apoio, atenção e incentivo.
- Ao companheiro Fernando Fernandes Vieira pela ajuda incessante, sobretudo na parte computacional.
- A pesquisadora Eloíza Pozzi e toda a equipe de pesquisadores atualmente lotada no Laboratório de Processos Anaeróbios da EESC.
- Aos técnicos do Laboratório de Saneamento e os demais técnicos do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC.
- Aos funcionários lotados na Secretaria do Departamento de Hidráulica e Saneamento, em especial a Pavlovina Bueno, pela constante atenção.
- Ao companheiro Mário Alexandre, digitador oficial deste trabalho, pela dedicação.
- A todos os companheiros e companheiros que trabalham com resíduos sólidos, o meu apreço e admiração pela coragem.

Valderí Duarte Leite

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xv
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xix
RESUMO	xxi
ABSTRACT	xxii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
3.1. Problemática dos Resíduos Sólidos	6
3.2. Processos Anaeróbios	15
3.3. Mecanismos da Bioconversão Anaeróbia da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos e dos Lodos de Esgotos	18
3.3.1. Modelos de Bioconversão anaeróbia de resíduos sólidos ..	28
3.4. Fatores intervenientes nos processos anaeróbios de decomposi- ção das frações orgânicas dos resíduos sólidos	37
3.4.1. Concentração de Sólidos	38
3.4.2. Umidade	39
3.4.3. Temperatura	42
3.4.4. pH e Alcalinidade	43
3.4.5. Nutrientes	46
3.4.6. Potencial Redox - E_h	49
3.4.7. Inibição e Toxicidade	50
3.4.7.1. Ácidos Graxos Voláteis	51
3.4.7.2. Nitrogênio Amoniacal	52
3.4.7.3. Metais Pesados	52

3.4.8. Inóculo	55
3.5. Taxa dos Processos Anaeróbios	56
3.6. Potencial Energético dos Resíduos Sólidos	59
3.7. Bactérias Produtoras de Metano	61
4. METODOLOGIA	65
4.1. Resíduos Sólidos	67
4.1.1. Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos-FORSU..	67
4.1.2. Lodo	68
4.1.3. Substrato	69
4.2. Reatores utilizados	69
4.3. Carregamento dos Reatores	73
4.4. Monitoramento	73
4.4.1. Análises e exame da Fração Sólida	74
4.4.2. Análises e exame da Fração Líquida	74
4.4.3. Análises e exame da Fração Gasosa	75
4.4.4. Medida da Temperatura	76
4.4.5. Descarregamento dos Reatores	76
4.4.6. Análises e exame do Material Bioestabilizado	77
4.4.7. Exames Microscópicos	77
4.4.8. Potencial Metanogênico	78
5. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	80
5.1. Resultados da 1. ^a Etapa	81
5.1.1. Fração Sólida	81
5.1.1.1. Ajustamento da Umidade	82
5.1.1.2. Ajustamento do pH	82
5.1.2. Fração Gasosa	83
5.2. Resultados da 2. ^a Etapa	86
5.2.1. Fração Sólida	86
5.2.2. Fração Gasosa	87

5.3. Resultados da 3. ^a Etapa	90
5.3.1. Fração Sólida	90
5.3.2. Fração Líquida	92
5.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico	92
5.3.2.2. Alcalinidade Total	93
5.3.2.3. Ácidos Graxos Voláteis	94
5.3.2.4. Alcalinidade a Bicarbonato	94
5.3.2.5. Ácidos Graxos Voláteis / Alcalinidade Total ...	95
5.3.2.6. Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis	95
5.3.2.7. Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico e Proteínas	96
5.3.2.8. Potencial Redox	96
5.3.2.9. Condutividade	97
5.3.2.10. Metais Pesados	98
5.3.2.11. Demanda Química de Oxigênio	98
5.3.3. Fração Gasosa	99
5.3.4. Temperatura	101
5.4. Balanço de Massa	102
5.5. Carbono Orgânico Total	106
5.6. Inóculo	108
5.7. Exames Microscópicos	114
6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	120
6.1. Fração Sólida	120
6.1.1. Fração Sólida da 1. ^a e 2. ^a Etapas.	121
6.1.2. Fração Sólida da 3. ^a Etapa	122
6.2. Fração Líquida 3. ^a Etapa	123
6.2.1. Potencial Hidrogeniônico	125
6.2.2. Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis	126
6.2.3. Sólidos Totais Voláteis	127

6.2.4. Demanda Química de Oxigênio	128
6.2.5. Potencial Redox	129
6.2.6. Metais Pesados	136
6.3. Fração Gasosa	138
6.3.1. - 1. ^a Etapa	139
6.3.2. - 2. ^a Etapa	142
6.3.3. - 3. ^a Etapa	144
6.4. Balanço de Massa	148
6.4.1. Balanço de Massa de DQO para os reatores da 3. ^a Etapa .	148
6.4.2. Balanço de Massa de Carbono Orgânico Total nos Reatores da 3. ^a Etapa	155
6.4.3. Balanço de Massa de Sólidos Totais Voláteis nos Reatores da 3. ^a Etapa	158
6.5. Comportamento da Relação C:N nos Reatores da 3. ^a Etapa	160
6.6. Taxa de Produção de Biogás	162
6.7. Taxa de Produção de Metano	164
6.8. Comportamento do Peso Específico da Massa “in natura” e da Massa Bioestabilizada	167
6.9. Caracterização Gráfico-Analítica do Estado Estacionário nos Reatores da 3. ^a Etapa	169
6.10. Parâmetros Cinéticos	175
6.10.1. Taxa de Utilização do Substrato	175
6.10.2. Taxa de Produção de Sólidos Voláteis	176
6.11. Temperatura	178
6.12. Inóculo	180
6.13. Potencial Energético da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com Lodo de Esgoto Sanitário	182
6.14. Caracterização Bacteriológica	184

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	187
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	191
ANEXO A	198
ANEXO B	223

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 -	Classificação dos resíduos sólidos urbanos.	pag. 02
FIGURA 3.1 -	Ciclo anaeróbio	pag. 17
FIGURA 3.2 -	Vias da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos	pag. 20
FIGURA 3.3 -	Modelo conceitual para a digestão anaeróbia de lodo biológico	pag. 21
FIGURA 3.4 -	Diagrama esquemático da DQO e SSV, mostrando as relações entre as várias reações.	pag. 24
FIGURA 3.5 -	Representação esquemática do sistema ADP-ATP de transferência de energia celular.	pag. 27
FIGURA 3.6 -	Fases de bioconversão dos resíduos sólidos urbanos em reator de bancada com reciclo de percolado.	pag. 29
FIGURA 3.7 -	Taxa de produção de gás em digestores anaeróbios alimentados com fração orgânica de resíduos sólidos (S') e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.	pag. 31
FIGURA 3.8 -	Taxa de produção de CH_4 em digestores anaeróbios alimentados com a fração orgânica de resíduos sólidos (S') e a fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.	pag. 32
FIGURA 3.9 -	Comportamento do pH em reatores anaeróbios alimentados com a fração orgânica de resíduos sólidos (S') e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.	pag. 33
FIGURA 3.10 -	Comportamento da DQO, em reatores anaeróbios alimentados com a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (S') e com a fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.	pag. 34
FIGURA 3.11 -	Umidade em função da compactação.	pag. 41
FIGURA 3.12 -	Relação C:N em função do tempo de bioconversão da fração orgânica dos resíduos sólidos em aterro sanitário.	pag. 48
FIGURA 3.13 -	Variação do potencial redox em função do tempo de disposição.	pag. 50
FIGURA 3.14 -	Fontes de metais pesados.	pag. 53
FIGURA 3.15 -	Relação entre o número de vários grupos de microrganismos e a variação de produção de gás e o conteúdo de metano.	pag. 64
FIGURA 4.1 -	Foto dos frascos de soro utilizados como reatores na 1. ^a etapa de trabalho.	pag. 70
FIGURA 4.2 -	Foto dos frascos de soro utilizados como reatores na 2. ^a etapa de trabalho.	pag. 71
FIGURA 4.3 -	Representação esquemática dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 72
FIGURA 5.1 -	Produção acumulada de biogás.	pag. 83
FIGURA 5.2 -	Evolução temporal da composição percentual do biogás.	pag. 84

FIGURA 5.3 -	Produção acumulada de gás CH ₄ .	pag. 85
FIGURA 5.4 -	Produção acumulada de biogás.	pag. 87
FIGURA 5.5 -	Evolução temporal da composição percentual do biogás.	pag. 88
FIGURA 5.6 -	Produção acumulada de gás CH ₄ .	pag. 89
FIGURA 5.7 -	Comportamento das evoluções temporais do pH nos líquidos percolados.	pag. 92
FIGURA 5.8 -	Correlações entre pH e sólidos totais voláteis nos líquidos percolados.	pag. 199
FIGURA 5.9 -	Correlações entre pH e DQO nos líquidos percolados.	pag. 200
FIGURA 5.10 -	Correlações entre pH e ácidos voláteis nos líquidos percolados.	pag. 201
FIGURA 5.11 -	Correlações entre pH nos líquidos percolados e percentagem de CH ₄ no biogás.	pag. 202
FIGURA 5.12 -	Tendências das evoluções temporais da alcalinidade total nos líquidos percolados.	pag. 93
FIGURA 5.13 -	Correlações entre alcalinidade total e ácidos graxos voláteis	pag. 203
FIGURA 5.14 -	Correlações entre alcalinidade total nos líquidos percolados e percentagem de CH ₄ no biogás.	pag. 204
FIGURA 5.15 -	Comportamento das evoluções temporais dos ácidos graxos voláteis.	pag. 94
FIGURA 5.16 -	Correlações entre ácidos graxos voláteis e percentagem de CH ₄ no biogás.	pag. 205
FIGURA 5.17 -	Correlações entre alcalinidade a bicarbonato e percentagem de CH ₄ .	pag. 206
FIGURA 5.18 -	Comportamento das evoluções temporais da relação ácidos graxos voláteis / alcalinidade total.	pag. 95
FIGURA 5.19 -	Comportamento das evoluções temporais das concentrações de sólidos totais voláteis.	pag. 96
FIGURA 5.20 -	Correlações entre sólidos totais voláteis e DQO.	pag. 207
FIGURA 5.21 -	Comportamento das evoluções temporais do nitrogênio total.	pag. 208
FIGURA 5.22 -	Comportamento das evoluções temporais do nitrogênio amoniacal.	pag. 208
FIGURA 5.23 -	Comportamento das evoluções temporais do nitrogênio orgânico.	pag. 209
FIGURA 5.24 -	Comportamento das evoluções temporais das proteínas.	pag. 209
FIGURA 5.25 -	Comportamento das evoluções temporais do potencial redox.	pag. 97
FIGURA 5.26 -	Correlações entre potencial redox e percentagem de CH ₄ .	pag. 210
FIGURA 5.27 -	Comportamento das evoluções temporais da condutividade.	pag. 97
FIGURA 5.28 -	Comportamento das evoluções temporais do zinco.	pag. 211
FIGURA 5.29 -	Comportamento das evoluções temporais do chumbo.	pag. 211
FIGURA 5.30 -	Comportamento das evoluções temporais do cádmio.	pag. 212

FIGURA 5.31 -	Comportamento das evoluções temporais do níquel.	pag. 212
FIGURA 5.32 -	Comportamento das evoluções temporais do ferro.	pag. 213
FIGURA 5.33 -	Comportamento das evoluções temporais do manganês.	pag. 213
FIGURA 5.34 -	Comportamento das evoluções temporais do cobre.	pag. 214
FIGURA 5.35 -	Comportamento das evoluções temporais do cromo.	pag. 214
FIGURA 5.36 -	Comportamento das evoluções temporais da concentração de DQO nos líquidos percolados.	pag. 99
FIGURA 5.37 -	Correlações entre DQO e percentagem de CH ₄ .	pag. 215
FIGURA 5.38 -	Comportamento das evoluções temporais do biogás.	pag. 100
FIGURA 5.39 -	Comportamento das evoluções temporais do gás CH ₄ .	pag. 100
FIGURA 5.40 -	Correlações entre CH ₄ e CO ₂ .	pag. 216
FIGURA 5.41 -	Correlações entre CH ₄ e N ₂ .	pag. 217
FIGURA 5.42 -	Comportamento das evoluções temporais da composição percentual do gás CH ₄ .	pag. 101
FIGURA 5.43 -	Comportamento das evoluções temporais da temperatura interna dos reatores da 3. ^a etapa e da temperatura ambiente.	pag. 102
FIGURA 5.44 -	Correlação entre massa de resíduos sólidos urbanos em base seca e massa de DQO aplicada.	pag. 218
FIGURA 5.45 -	Correlação entre taxa de produção de CH ₄ e massa DQO aplicada.	pag. 218
FIGURA 5.46 -	Correlações entre carga orgânica volumétrica e taxa de produção de CH ₄ .	pag. 219
FIGURA 5.47 -	Correlações entre taxa de utilização de substrato e massa DQO transformada.	pag. 219
FIGURA 5.48 -	Correlações entre taxa de produção de CH ₄ e taxa de utilização de substrato.	pag. 220
FIGURA 5.49 -	Correlações entre carbono orgânico total no massa "in natura" e na massa bioestabilizada.	pag. 220
FIGURA 5.50 -	Correlações entre carbono orgânico total no substrato e volume de CH ₄ produzido.	pag. 221
FIGURA 5.51 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e eficiência de transformação de massa de DQO.	pag. 108
FIGURA 5.52 -	Comportamento entre percentagem em peso e a relação C:N na massa "in natura".	pag. 109
FIGURA 5.53 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e a relação C:N na massa bioestabilizada.	pag. 109
FIGURA 5.54 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e teor de umidade na massa bioestabilizada.	pag. 110
FIGURA 5.55 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e taxa de produção de biogás.	pag. 111
FIGURA 5.56 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e percentagem de CH ₄ .	pag. 111
FIGURA 5.57 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo na massa "in natura" e peso específico da massa bioestabilizada.	pag. 112

FIGURA 5.58 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e volume de biogás produzido.	pag. 112
FIGURA 5.59 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e volume de CH ₄ produzido.	pag. 113
FIGURA 5.60 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e tempo de operação.	pag. 113
FIGURA 5.61 -	Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e eficiência de transformação de massa de carbono orgânico total.	pag. 114
FIGURA 5.62 -	Micrografia eletrônica de Varredura. Amostra - Leito Filtrante do Reator C.	pag. 115
FIGURA 5.63 -	Micrografia eletrônica de Varredura. Amostra - Leito Filtrante do Reator C.	pag. 115
FIGURA 5.64 -	Microscopia Ótica de Fluorescência. Amostra - Leito Filtrante do Reator C.	pag. 116
FIGURA 5.65 -	Microscopia ótica de Contraste de Fase. Amostra - Leito Filtrante do Reator C.	pag. 117
FIGURA 5.66 -	Micrografia eletrônica de Varredura. Amostra - Leito Filtrante do Reator D.	pag. 117
FIGURA 5.67 -	Micrografia eletrônica de Varredura. Amostra - Leito Filtrante do Reator D.	pag. 118
FIGURA 5.68 -	Microscopia ótica de fluorescência. Amostra - Leito Filtrante do Reator D.	pag. 118
FIGURA 5.69 -	Microscopia ótica de constraste de fase. Amostra - Leito Filtrante do Reator D.	pag. 119
FIGURA 6.1 -	Correlações entre eficiência de redução de STV e percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato.	pag. 122
FIGURA 6.2 -	Comportamento do potencial metanogênico dos líquidos percolados do reator A ₃ .	pag. 221
FIGURA 6.3 -	Comportamento do potencial metanogênico dos líquidos percolados do reator C ₃ .	pag. 222
FIGURA 6.4 -	Correlação entre DQO e ácidos graxos voláteis, ácidos graxos voláteis e percentagem de CH ₄ no biogás do reator D ₃ .	pag. 127
FIGURA 6.5 -	Comportamento da eficiência de redução de sólidos totais voláteis nos líquidos percolados em função da percentagem de inóculo.	pag. 128
FIGURA 6.6 -	Comportamento da eficiência de redução da concentração de DQO nos líquidos percolados.	pag. 129
FIGURA 6.7 -	Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos - Reator A ₃ .	pag. 131
FIGURA 6.8 -	Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial - Reator B ₃ .	pag. 132

- FIGURA 6.9 - Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial - Reator C₃. pag. 133
- FIGURA 6.10 - Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial - Reator D₃. pag. 134
- FIGURA 6.11 - Comportamento dos metais pesados em função do pH nos líquidos percolados do reator D₃. pag. 138
- FIGURA 6.12 - Modelo da evolução temporal da relação CH₄/CO₂ para os reatores da 1.^a etapa. pag. 139
- FIGURA 6.13 - Comportamento entre percentagem de inóculo no substrato e a relação CH₄/CO₂. pag. 140
- FIGURA 6.14 - Modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 1.^a etapa. pag. 141
- FIGURA 6.15 - Modelo da evolução temporal da relação CH₄/CO₂ para os reatores da 2.^a etapa. pag. 142
- FIGURA 6.16 - Comportamento entre percentagem em peso de inóculo no substrato e a relação CH₄/CO₂ no biogás. pag. 143
- FIGURA 6.17 - Modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 2.^a etapa. pag. 144
- FIGURA 6.18 - Modelo da evolução temporal da relação CH₄/CO₂ para os reatores da 3.^a etapa. pag. 145
- FIGURA 6.19 - Comportamento da relação CH₄/CO₂ em função da percentagem de inóculo e do tempo de operação. pag. 146
- FIGURA 6.20 - Modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 3.^a etapa. pag. 147
- FIGURA 6.21 - Comportamento da eficiência de transformação de massa de DQO. pag. 149
- FIGURA 6.22 - Potencial metanogênico do lodo de esgoto industrial utilizado como inóculo. pag. 150
- FIGURA 6.23 - Diagrama de fluxo do balanço de massa de DQO para o reator D₃. pag. 153
- FIGURA 6.24 - Comportamento entre massa de DQO aplicada em relação as suas demais frações. pag. 154
- FIGURA 6.25 - Comportamento entre massa de carbono orgânico total aplicada em relação as suas demais frações. pag. 156
- FIGURA 6.26 - Comportamento dos sólidos totais voláteis aplicado em relação as suas demais frações. pag. 159
- FIGURA 6.27 - Comportamento das relações C:N na massa "in natura" e na massa bioestabilizada. pag. 161
- FIGURA 6.28 - Correlações entre taxa de produção de biogás e carga orgânica aplicada. pag. 163
- FIGURA 6.29 - Correlações entre taxa de produção de biogás e a relação C:N. pag. 164

- FIGURA 6.30 - Correlações entre taxa de produção de CH_4 e taxa de produção de biogás. pag. 166
- FIGURA 6.31 - Correlações entre taxa de produção de CH_4 e carga orgânica aplicada. pag. 166
- FIGURA 6.32 - Correlações entre peso específico e taxa de produção de biogás. pag. 168
- FIGURA 6.33 - Modelo de representação dos estados estacionários para os reatores da 3.^a etapa. pag. 173
- FIGURA 6.34 - Comportamento da taxa de utilização de substrato em função da taxa de produção de biogás e da taxa de produção de CH_4 . pag. 175
- FIGURA 6.35 - Correlações entre taxa de utilização de substrato e taxa de produção de sólidos voláteis. pag. 177
- FIGURA 6.36 - Correlações entre taxa de produção de sólidos voláteis e eficiência de transformação de massa de DQO. pag. 178
- FIGURA 6.37 - Comportamento da produção de biogás e de gás CH_4 em função da temperatura do reator D_3 . pag. 179

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 -	Composição física dos resíduos sólidos urbanos do município de São Carlos - SP.	pag. 09
TABELA 3.2 -	Composição química do lodo proveniente de esgoto sanitário.	pag. 10
TABELA 3.3 -	Quantidade de lodo produzido por diversos processos de tratamento.	pag. 11
TABELA 3.4 -	Composição química e físico-química da fração orgânica do lixo da usina de compostagem de Vila Leopoldina - São Paulo.	pag. 12
TABELA 3.5 -	Características químicas e físico-químicas do lodo adensado do decantador primário da estação de tratamento de esgotos da SABESP em Pinheiros - São Paulo.	pag. 13
TABELA 3.6 -	Composição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de São Paulo.	pag. 14
TABELA 3.7 -	Composição do lodo primário da ETE Pinheiros - São Paulo.	pag. 15
TABELA 3.8 -	Reações de bioconversão de propianato, butirato e etanol em ácido acético.	pag. 25
TABELA 3.9 -	Composição típica dos resíduos sólidos urbanos e seus respectivos percentuais de umidade.	pag. 40
TABELA 3.10 -	Valores de pH para a decomposição anaeróbia da fração orgânica de resíduo em aterro sanitário, apresentada por diversos pesquisadores.	pag. 44
TABELA 3.11 -	Distribuição quantitativa de metais pesados na digestão anaeróbia de lodo.	pag. 54
TABELA 3.12 -	Espécies de bactérias anaeróbias no processo de biodigestão anaeróbia.	pag. 61
TABELA 4.1 -	Discriminação dos parâmetros operacionais dos reatores da 1. ^a etapa.	pag. 65
TABELA 4.2 -	Discriminação dos parâmetros operacionais dos reatores da 2. ^a etapa.	pag. 66
TABELA 4.3 -	Discriminação dos parâmetros operacionais dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 67
TABELA 5.1 -	Parâmetros físico-químicos da massa alimentada aos reatores da 1. ^a etapa.	pag. 81
TABELA 5.2 -	Parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada.	pag. 81
TABELA 5.3 -	Produção acumulada de biogás.	pag. 224
TABELA 5.4 -	Composição percentual do biogás.	pag. 225
TABELA 5.5 -	Produção acumulada de gás CH ₄ .	pag. 226
TABELA 5.6 -	Massa de diversas frações de DQO.	pag. 86
TABELA 5.7 -	Parâmetros físico-químicos da massa alimentada aos reatores da 2. ^a etapa.	pag. 86
TABELA 5.8 -	Parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada descarregada dos reatores da 2. ^a etapa.	pag. 87

TABELA 5.9 -	Produção acumulada de biogás.	pag. 227
TABELA 5.10 -	Composição percentual de biogás.	pag. 228
TABELA 5.11 -	Produção acumulada de gás CH ₄ .	pag. 229
TABELA 5.12 -	Massa de DQO em suas diversas frações	pag. 89
TABELA 5.13 -	Parâmetros físico-químicos da massa alimentada aos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 90
TABELA 5.14 -	Parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada.	pag. 90
TABELA 5.15 -	Massa de DQO em suas diversas frações.	pag. 91
TABELA 5.16 -	Parâmetros operacionais dos reatores da 1. ^a etapa em base seca (105°C).	pag. 91
TABELA 5.17 -	Parâmetros operacionais dos reatores da 2. ^a etapa em base seca (105°C).	pag. 91
TABELA 5.18 -	Parâmetros operacionais dos reatores da 3. ^a etapa em base seca (105°C).	pag. 92
TABELA 5.19 -	Valores mensais do pH nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 230
TABELA 5.20 -	Valores médios mensais da concentração de alcalinidade total nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 231
TABELA 5.21 -	Valores médios mensais da concentração de ácidos graxos voláteis nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 232
TABELA 5.22 -	Valores médios mensais da concentração de alcalinidade a bicarbonato nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 233
TABELA 5.23 -	Valores médios mensais da relação entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade total nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 234
TABELA 5.24 -	Valores médios mensais da concentração de sólidos totais nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 235
TABELA 5.25 -	Valores médios mensais da concentração de sólidos totais voláteis nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 236
TABELA 5.26 -	Valores médios mensais da concentração de nitrogênio total nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 237
TABELA 5.27 -	Valores médios mensais da concentração de nitrogênio amoniacal nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 238
TABELA 5.28 -	Valores médios mensais da concentração de nitrogênio orgânico nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 239
TABELA 5.29 -	Valores médios mensais da concentração de proteínas nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 240
TABELA 5.30 -	Valores médios mensais do potencial redox nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 241

TABELA 5.31 -	Valores médios mensais da condutividade nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 242
TABELA 5.32 -	Metais pesados nos resíduos sólidos urbanos, no lodo e no substrato alimentado aos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 243
TABELA 5.33 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras compostas referente aos meses de setembro e outubro de 94.	pag. 243
TABELA 5.34 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras compostas referente aos meses de novembro e dezembro de 94.	pag. 243
TABELA 5.35 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras compostas referente aos meses de janeiro e fevereiro de 94.	pag. 244
TABELA 5.36 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras compostas referente aos meses de março, abril e maio de 94.	pag. 244
TABELA 5.37 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras compostas referente aos meses de junho, julho e agosto de 95.	pag. 244
TABELA 5.38 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras composta referente aos meses de setembro e outubro de 95.	pag. 245
TABELA 5.39 -	Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa. Análise feita em amostras simples referente ao mês de novembro de 95.	pag. 245
TABELA 5.40 -	Metais pesados na massa de resíduo bioestabilizada descarregada dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 245
TABELA 5.41 -	Valores médios mensais da concentração de DQO nos líquidos percolados dos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 246
TABELA 5.42 -	Valores médios mensais da produção de biogás relativo aos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 247
TABELA 5.43 -	Produção acumulada de biogás - Reatores da 3. ^a etapa.	pag. 248
TABELA 5.44 -	Produção acumulada do gás CH ₄ - Reatores da 3. ^a etapa.	pag. 249
TABELA 5.45 -	Valores médios mensais do percentual de gás CH ₄ no biogás - Reatores da 3. ^a etapa.	pag. 250
TABELA 5.46 -	Temperatura média mensal do interior dos reatores da 3. ^a etapa e temperatura ambiente.	pag. 251
TABELA 5.47 -	Eficiência de transformação e acumulação de massa de DQO nos reatores da 1. ^a etapa.	pag. 103

TABELA 5.48 -	Eficiência de transformação e acumulação de massa de DQO nos reatores da 2. ^a etapa.	pag. 103
TABELA 5.49 -	Eficiência de transformação, acumulação e lançamento de massa de DQO nos reatores da 3. ^a etapa.	pag. 103
TABELA 5.50 -	Taxa de produção de CH ₄ em NL CH ₄ .kg ⁻¹ DQO transformada.	pag. 104
TABELA 5.51 -	Carga orgânica volumétrica.	pag. 104
TABELA 5.52 -	Carga orgânica aplicada.	pag. 105
TABELA 5.53 -	Taxa de utilização de substrato.	pag. 106
TABELA 5.54 -	Carbono orgânico total na massa alimentada aos reatores das três etapas.	pag. 107
TABELA 5.55 -	Carbono orgânico total na massa bioestabilizada descarregada dos reatores.	pag. 107
TABELA 6.1 -	Volume de água inicial, final, adicionada e volume de líquidos percolados produzidos.	pag. 124
TABELA 6.2 -	Percentagem máxima de CH ₄ no biogás em relação ao tempo de operação.	pag. 135
TABELA 6.3 -	Percentagem máxima de CH ₄ no biogás aos 300 dias de operação.	pag. 136
TABELA 6.4 -	Massa de DQO aplicada e transformada, tempo de operação e as constantes de bioestabilização de 1. ^a ordem.	pag. 148
TABELA 6.5 -	Valores das constantes de bioestabilização de 1. ^a ordem para DQO.	pag. 151
TABELA 6.6 -	Valores das constantes de bioestabilização de 1. ^a ordem para os reatores das três etapas.	pag. 152
TABELA 6.7 -	Massa de carbono orgânico total e suas respectivas frações e as constantes de bioestabilização de 1. ^a ordem.	pag. 155
TABELA 6.8 -	Valores teóricos, experimentais e estimados de biogás.	pag. 157
TABELA 6.9 -	Massa de sólidos totais voláteis e suas respectivas frações e as constantes de bioestabilização de 1. ^a ordem.	pag. 159
TABELA 6.10 -	Valores das relações C:N na massa "in natura" e na massa bioestabilizada.	pag. 160
TABELA 6.11 -	Taxas médias de produção de biogás.	pag. 162
TABELA 6.12 -	Taxas médias de produção de CH ₄ .	pag. 165
TABELA 6.13 -	Peso específico da massa "in natura" alimentada aos reatores da 3. ^a etapa e da massa bioestabilizada descarregada destes reatores.	pag. 167
TABELA 6.14 -	Taxas de produção de sólidos voláteis.	pag. 177
TABELA 6.15 -	Massa de sólidos voláteis.	pag. 178
TABELA 6.16 -	Valores estimados da produção de gás metano para diferentes situações.	pag. 182
TABELA 6.17 -	Taxas e percapitas de produção de CH ₄ .	pag. 184

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AB -	Alcalinidade à Bicarbonato
ADP -	Adenosina difosfato
AGV -	Ácidos graxos voláteis
AT -	Alcalinidade total
ATP -	Adenosina trifosfato
AGV / AT -	Relação ácidos graxos voláteis - alcalinidade total
C -	Com adição de inóculo
C : N -	Relação carbono orgânico total - nitrogênio total Kjeldahl
COT -	Carbono orgânico total
COV -	Carga Orgânica Volumétrica
CH ₄ -	Gás metano
CO ₂ -	Gás dióxido de carbono
CH ₄ / CO ₂ -	Relação gás metano - gás dióxido de carbono
DQO -	Demanda química de oxigênio
DQO _(s) -	Demanda química de oxigênio solúvel
E -	Enzima
Ea -	Energia de ativação
Eh -	Potencial redox
ET _{mdQO} -	Eficiência de transformação de massa de DQO
ETE -	Estação de tratamento e esgotos
F -	Carga orgânica aplicada
GLP -	Gás liquefeito de petróleo
FORSU -	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
k -	Constante de bioestabilização de 1. ^a ordem
K' -	Coefficiente experimental
K -	Constante de velocidade da reação à temperatura absoluta
Ka -	Constante de equilíbrio termodinâmico
kd -	Coefficiente de respiração endógeno
MDQO _{APL.} -	Massa de DQO aplicada
MDOQ _{TRANSF.} -	Massa de DQO transformada
MDOQ _{AC.} -	Massa de DQO acumulada
MDOQ _{EFL.} -	Massa de DQO efluente
MCH ₄ -	Massa de metano
MCO ₂ -	Massa de dióxido de carbono
MCOT -	Massa de carbono orgânico total
MCOT _{APL.} -	Massa de carbono orgânico total aplicada
MCOT _{TRANSF.} -	Massa de carbono orgânico total transformada
MCOT _{AC.} -	Massa de carbono orgânico total acumulada
MCOT _{EFL.} -	Massa de carbono orgânico total efluente
MSTV -	Massa de sólidos totais voláteis
MSTV _{TRANSF.} -	Massa de sólidos totais voláteis transformada
MSTV _{APL.} -	Massa de sólidos totais voláteis aplicada
MSTV _{AC.} -	Massa de sólidos totais voláteis acumulada
MSTV _{EFL.} -	Massa de sólidos totais voláteis efluente
NTK -	Nitrogênio total Kjeldahl

$N-NH_4^+$ -	Nitrogênio amoniacal
P -	Produto Final
RSU -	Resíduo sólido urbano
R -	Constante dos gases perfeitos
\bar{r} -	Coefficiente de correlação médio
r -	Coefficiente de correlação
s -	Desvio padrão
s' -	Sem adição de inóculo
S ₀ -	Substrato
ST -	Sólidos totais
STV -	Sólidos totais voláteis
T -	Temperatura
t -	Tempo de operação
T _{PSU} -	Taxa de produção de sólidos voláteis
TU -	Teor de umidade
TUS -	Taxa de utilização de substrato
V _{CH₄} -	Volume de gás metano
Y -	Constante de crescimento
X _T -	Concentração de Sólidos Suspensos Voláteis
X _b -	Concentração de Biomassa
X _d -	Concentração de material biologicamente degradável
X _i -	Concentração de material refratário
γ -	Peso específico

RESUMO

Neste trabalho foi estudado o processo de tratamento anaeróbio de alta concentração de sólidos empregado à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial. O trabalho foi realizado em três etapas em reatores de diferentes escalas.

As percentagens em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato, variaram de 10 a 45%, para todas as etapas do trabalho. Na 1.^a e 2.^a etapas, foram monitoradas as frações sólidas e gasosas, enquanto na 3.^a etapa foram monitoradas as frações sólidas, líquidas e gasosas.

Conhecendo-se as massas de DQO aplicada, acumulada e efluente e aplicando-se o balanço de massa em cada reator, foram determinadas as eficiências de transformações de massa de DQO. A taxa de produção de CH₄ variou de $3,26 \times 10^{-3}$ a $0,23 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DQO}$ aplicada, e que é função da percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato.

Para a maioria dos parâmetros líquidos monitorados, foram estabelecidas fortes correlações lineares e exponenciais tanto em relação as evoluções temporais, como em relação a parâmetros entre si.

Nos exames microscópicos do material do leito filtrante dos reatores da 3.^a etapa, foi constatada a predominância de células bacterianas com características do gênero *Methanosarcina sp.*

Com os resultados desta pesquisa surge a possibilidade do processo de tratamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial em reatores de batelada, podendo ser otimizada a utilização racional do biogás, do percolado e da massa bioestabilizada em seus diversos fins.

ABSTRACT

It was studied the high solids concentration anaerobic process applied to the treatment of urban solid residues inoculated with domestic sewage sludge within the range 10-45 percent weight (inoculum/substrate). The study was carried out in three phases each characterized by the use of a reactor having a distinct size (0.42, 1.18 and 50.0L). During the 1st and 2nd phases only solid and gaseous fractions were monitored while in the 3rd one the liquid fraction was also characterized.

A mass balance based on applied, accumulated and effluent COD masses, was applied in order to determine the transformation efficiency percent. CH_4 production rate, varied from $3.26 \cdot 10^{-3}$ to $0.23 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ applied COD, being directly related to the percentage weight of inoculum added to the substrate. Strong linear correlations were obtained throughout the experimental period amongst analytical parameters determined in the material remained on the reactors supporting bed showed the predominance of cells having the characteristics of *Methanosarcina sp.*

The application of the anaerobic treatment of the putrescible organic fraction of solid urban refuse inoculated with industrial wastewater sludge in batch reactors was showed feasible in this research which also indicated that this utilization of biogas, leachate and the residual biomass can be optimized.

1. INTRODUÇÃO

A questão ambiental surgiu de maneira explosiva há menos de vinte anos. Até então os aspectos sanitários do problema eram abordados, principalmente com relação a poluição da água e do ar, as perturbações e doenças dela advindas e os conseqüentes episódios da mortandade de peixes (BRANCO, 1988). O espelho desta situação ainda continua a ser refletido na maioria dos países subdesenvolvidos, onde a questão de ordem é se desenvolver. Desenvolvimento este que tem gerado problemas irreversíveis para o meio ambiente. Nesta contextualização, está situada a questão dos resíduos sólidos, até então, não tendo sido encarada com a importância devida.

Analisando a dinâmica social, pode-se constatar que a produção de resíduos sólidos tem se diversificado acentuadamente em seus aspectos quali e quantitativos.

Segundo ABNT (1987), os resíduos sólidos compreendem lixo urbano, lixo hospitalar, lixo agrícola ou rural, lodos de estações de tratamento de água de abastecimento e lodos de estações de tratamento de esgotos sanitários ou industriais, resíduos gerados por equipamentos e instalações de controle de poluição e determinados líquidos, cujas características tornem inviável seu lançamento em redes públicas ou corpos receptores de água.

SCHALCH (1992), com base na definição acima, classificou os resíduos sólidos conforme mostra a Figura 1.1.

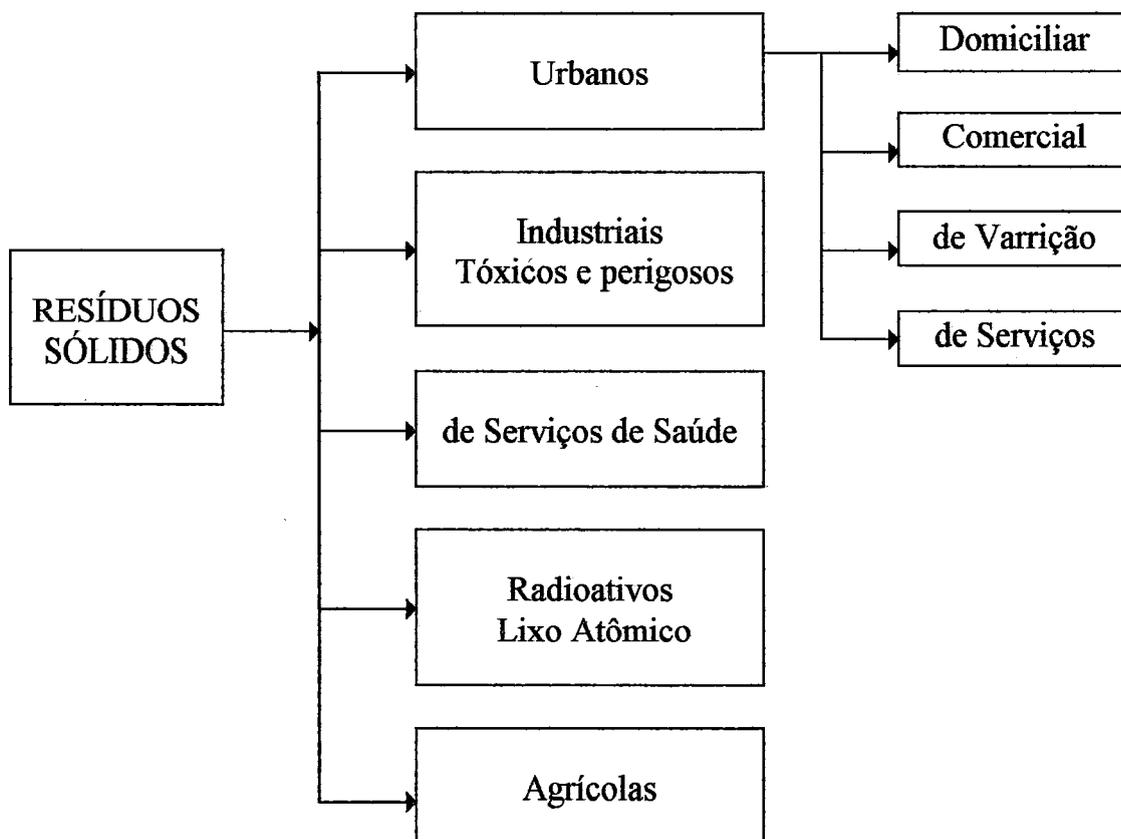


FIGURA 1.1. - Classificação dos Resíduos Sólidos.
Fonte: SCHALCH,(1992).

Para a grande maioria da sociedade, o lixo é conceituado como tudo aquilo que não presta e pode ser jogado fora. É com base nesta visão político-cultural que são gerados grande parte dos resíduos urbanos brasileiros.

Segundo o IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, são coletados diariamente no Brasil 90 mil toneladas de lixo, incluindo resíduos domiciliares, industriais e de varrição de rua. Este dado estabelece uma contribuição percapita de aproximadamente $0,6 \text{ Kg} \times \text{hab}^{-1} \times \text{dia}^{-1}$, algo já bastante representativo em termos de coleta.

Os indicadores qualitativos que caracterizam o perfil brasileiro em relação aos resíduos sólidos não são nada animadores. Para vislumbrar o que ocorre com os resíduos coletados, note-se que apenas 0,01% é encaminhado as usinas de incineração, 1% destina-se as usinas de

*esta história
ou
quando?*

compostagem, 9% são destinados aos aterros sanitários, 12 % seguem para aterros controlados e 75% são jogados a céu aberto (PEREIRA NETO, 1993).

O tratamento ou industrialização do lixo é um conjunto de atividades e processos objetivando promover a reciclagem de alguns de seus componentes, como plástico, papelão, metal e vidro e a transformação de matéria orgânica, que é seu maior constituinte, em compostos para servir como fertilizante e condicionador do solo, ou polpa para utilização como combustível.

A fração orgânica putrescível do lixo urbano no Brasil atinge percentual médio de 50% (percentagem em peso). Quando esta fração putrescível é digerida ou biodegradada anaerobiamente, transforma-se em gás de aterro com cerca de 60% de CH_4 , além de produzir material bioestabilizado com boas características de agente fertilizante do solo (GOMES et al., 1991).

Quando se tratar da industrialização anaeróbia da fração orgânica do lixo urbano mais lodo de esgoto sanitário, os efeitos produzidos são basicamente:

- aumento do conteúdo de umidade ;
- aumento do teor de elementos nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo ;
- aumento da número de microrganismos metanogênicos ;
- redução significativa do tempo de bioconversão (GLAUSER et al., 1987):

Neste trabalho, está sendo levado em consideração à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais o lodo produzido pelas estações de tratamento de esgotos sanitários, considerados pelo autor como um problema potencial de poluição e contaminação.

A iniciativa de se pesquisar o processo de tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto sanitário, teve como pressupostos básicos:

- melhor aproveitamento do biogás produzido ;
- mais rígido controle do percolado gerado ;
- menor transcurso para transporte do material, haja visto os reatores poderem ser construídos na zona urbana ;
- menor custo de operação e manutenção (GOMES et al., 1991).

Este trabalho faz parte de uma proposta maior em desenvolvimento no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, que já desenvolve pesquisas direcionadas para o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com percolado, resíduos de restaurantes, lodo de esgoto sanitário e de estação de tratamento de água, resíduos de serviços de saúde, além do processo de vermicompostagem empregado no tratamento de resíduos sólidos industriais.

A parte experimental do trabalho foi realizada em três etapas distintas, operando-se reatores de variadas escalas, com diferentes proporções de fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, mais lodo de esgoto industrial.

No âmbito geral, o trabalho resgata a viabilidade de se fazer pesquisas aplicada para a destinação final dos resíduos sólidos, contribuindo para a preservação do meio ambiente.

2. OBJETIVOS

Os objetivos básicos deste trabalho são:

- avaliar o processo de tratamento anaeróbio de alta concentração de sólidos empregado à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial ;
- verificar possíveis correlações entre os parâmetros operacionais aplicados aos reatores anaeróbios, tratando à fração orgânica de resíduos sólidos urbanos inoculada com três diferentes percentagens em peso de lodo de esgoto industrial.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica objetiva fornecer subsídios, de maneira tal que consubstancie a viabilidade técnico-científica da proposta a ser estudada.

Todavia, será feita uma revisão preliminar da problemática dos resíduos, em seguida destacar-se-á a questão dos processos anaeróbios, levando-se em consideração a fundamentação conceitual. Aborda-se ainda os mecanismos que governam os processos anaeróbios e seus respectivos fatores intervenientes. Depois, será enfatizada a relevância do potencial energético dos resíduos sólidos e o desenvolvimento de tecnologias que viabilizem o tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário.

3.1. Problemática dos Resíduos Sólidos

Até o presente momento, os resíduos sólidos no Brasil constituem um sério problema para o saneamento básico. Os principais fatores que regem a origem e a produção de resíduos sólidos estão relacionados com o crescente aumento populacional e a intensidade da industrialização.

Observando-se o comportamento destes dois fatores ao longo do tempo, pode-se verificar que existem fortes interações entre eles. Por exemplo, o aumento populacional exige maior intensidade na produção de bens de consumo direto. A tentativa de atender esta demanda faz com que o homem

transforme cada vez mais matérias-primas, gerando assim maiores quantidades de resíduo que dispostos inadequadamente podem comprometer o meio ambiente (LIMA, 1985). Apenas cerca de 37% dos resíduos sólidos urbanos produzidos em todo o território brasileiro são coletados e pequena parcela deste recebe algum tipo de tratamento. O restante é disposto a céu aberto no solo, nas barrancas de rios, etc. (ROCHA, 1992). No Brasil, a disposição de resíduos urbanos segue a seguinte distribuição:

- Região Norte: dos 298 municípios pesquisados, 78,5% dos resíduos urbanos produzidos são destinados em vazadouros e lixões sem qualquer tratamento; apenas 21,5% são destinados para aterros sanitários ;
- Região Nordeste: foram pesquisados 1.461 municípios, e o resultado mostra que 99% dos resíduos urbanos produzidos são destinados para lixões e apenas 1% recebe tratamento adequado ;
- Região Sudeste: dos 1.430 municípios pesquisados, 83,3% dos resíduos sólidos urbanos produzidos são encaminhados para aterro sanitário ou usina de compostagem ;
- Região Sul: foram pesquisados 857 municípios, ficando constatado que 76,6% dos resíduos sólidos urbanos gerados são dispostos de forma inadequada e apenas 23,4% tem destinação em aterro sanitário ou usina de compostagem ;
- Região Centro-Oeste: dos 379 municípios pesquisados, 91,8% dos resíduos produzidos são destinados para lixões e os 8,2% restantes são tratados em aterros ou usinas (SCHOLZ, 1992).

Do exposto, constata-se que dos 4.425 municípios pesquisados, 88,2% dos resíduos sólidos urbanos produzidos são dispostos de forma

inadequada. Os resíduos sólidos urbanos tem tradicionalmente três formas de destinação controlada a saber: incineração (muito rara, principalmente para resíduos de serviços de saúde), compostagem e aterro sanitário.

Quando se pensou em tratar resíduos sólidos, a primeira idéia que surgiu, foi a de queimá-los. Segundo alguns teóricos, seria a ignorância, o medo do desconhecido, que motivou a idéia de queimar os resíduos. Posteriormente, surgiu a tecnologia, hoje bastante aplicada, a fração orgânica destes resíduos, que é a compostagem. A compostagem consiste basicamente em transformar a fração orgânica dos resíduos sólidos em composto orgânico para a agricultura.

A terceira técnica usada para destinar resíduos sólidos são os aterros sanitários.

Os aterros sanitários constituem-se hoje em uma técnica moderna de destinação de resíduos sólidos. Surgiram após as chamadas tecnologias industriais de tratamento de resíduo (CLÁUDIO, 1992).

Para as três vias de disposição de resíduos sólidos, existem prós e contras.

Está em aberto, portanto, a criação de novas alternativas de disposição de resíduos sólidos, objetivando encaminhar soluções diferenciadas que atendam a cada tipo de situação.

Para efeito de ilustração como exemplo mostra-se através da Tabela 3.1 a composição física dos resíduos sólidos urbanos do Município de São Carlos - SP.

TABELA 3.1. - Composição física dos resíduos sólidos urbanos do Município de São Carlos - SP.

Constituinte	Porcentagem
matéria orgânica	56,70
papel e papelão	21,30
plásticos	8,50
metais	5,40
trapos	3,40
madeira, couro e borracha	2,30
vidro	1,40
inertes	1,30

Fonte: GOMES (1989).

Os lodos urbanos, são gerados como produtos do tratamento de esgotos sanitários ou industriais. De maneira geral, são classificados em dois tipos:

- Lodo primário: proveniente da sedimentação primária de materiais contidos no esgoto sanitário que ficam retidos nos decantadores primários ;
- Lodo secundário: proveniente da degradação biológica da matéria orgânica presente no esgoto sanitário.

Os lodos primários geralmente possuem alta concentração de sólidos, variando em média de 2 a 6% em base seca. Os lodos secundários são mais difíceis de serem secados, e contém de 1 a 2% de sólidos em base seca e 98 a 99% de água (KELLOG, 1989).

Em geral, o lodo proveniente de esgoto sanitário, em suas diversas formas, apresenta composição química conforme mostrado na Tabela 3.2.

TABELA 3.2. - Composição química do lodo proveniente de esgoto sanitário.

Elemento	Sólidos Frescos (%BS)	Lodo Ativado (%BS)	Lodo Digerido (%BS)
Nitrogênio Total	4,50	6,20	2,25
Fósforo (P ₂ O ₅)	2,25	2,50	1,50
Potássio (K ₂ O)	0,50	0,75	0,50
Sílica (Si O ₂)	13,80	8,50	27,60
Ferro (Fe ₂ O ₃)	3,20	7,20	6,00
Alumínio (Al ₂ O ₃)	2,10	3,20	4,30
Cálcio (Ca O)	2,70	1,70	5,70
Magnésio (Mg O)	0,60	1,40	1,00
Manganês (Mn O)	0,02	0,03	0,04
Sódio (Na ₂ O)	0,80	1,00	1,50
Cobre (Cu O)	0,02	0,05	0,05
Bário (Ba O)	0,05	0,06	0,10
Zinco (Zn O)	0,01	0,03	0,04
Chumbo (Pb O)	0,10	0,20	0,20
Níquel (Ni O)	-	0,005	-
Cobalto (Co O)	0,0002	0,0002	-
Enxofre (S O ₃)	1,20	2,90	2,50
Cloreto (Cl)	0,50	0,50	0,50
Cromo (Cr ₂ O ₃)	-	0,20	-
Boro (B ₂ O ₃)	-	0,0115	-
Iodo (I)	-	0,001	-
Arsênio	-	0,0013	-

BS = Base Seca

Fonte: W.P.C.F. Manual de Prática nº 2, 1971.

Normalmente, o lodo de esgoto sanitário apresenta de 3 a 4% de nitrogênio total em base seca.

Na Tabela 3.3 são mostrados dados sobre a quantidade de lodo originada dos diversos processos e operações de tratamento.

TABELA 3.3. - Quantidade de lodo produzido por diversos processos de tratamento*.

Processo de Tratamento	Quantidade Normal de lodo			Umi- dade (%)	γ dos sólidos	γ do lodo	Sólidos Secos	
	$\text{m}^3/10^3\text{m}^3$ de água residual	$\text{t}/10^3\text{m}^3$ de água residual	$\text{m}^3/1000$ pessoas \times dia				$\text{Kg}/10^3\text{m}^3$ de água residual	$\text{Kg}/1000$ pessoas \times dia
Sedimentação Primária:								
• Lodo não digerido	2.950	3.30	1.09	95	1.40	1.02	150	56
• Digerido em tanques separados	1.45	1.65	0.53	94	-	1.03	90	34
• Digerido e desidratado em leito de areia	-	0.25	0.16	60	-	-	90	34
• Digerido e desidratado em filtro a vácuo	-	0.36	0.12	72.5	-	1.00	90	34
Sedimentação Primária e Lodo Ativado:								
• Sem digerir	6.900	7.8	2.55	-	96	1.02	280	106
Lodo Ativado:								
• Lodo úmido	19.400	20	7.2	98.5	1.25	1.005	270	102
• Fossas sépticas - lodo digerido	0.90	-	0.32	90	1.40	1.04	97	37
• Tanques Imhoff - Lodo digerido	0.5	-	0.18	85	1.27	1.04	83	31

γ = densidade

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (1981)

*baseado em uma taxa de 378 L/ hab \times dia e uma contribuição de 300 mg / L ou 113 g /

hab \times dia de sólidos suspensos

No Brasil, a produção e composição dos resíduos sólidos produzidos são bastante diversificadas. Para efeito de ilustração, é mostrada na

Tabela 3.4. a composição química e físico-química da fração orgânica do lixo da usina de compostagem de Vila Leopoldina - São Paulo.

TABELA 3.4. - Composição química e físico-química da fração orgânica do lixo da usina de compostagem de Vila Leopoldina - São Paulo - SP.

Parâmetros	Media	Desvio Padrão
Nitrogênio (%BS)	1,29	0,41
Fósforo (%BS)	0,30	0,04
Enxofre(%BS)	0,22	0,08
Metais Pesados ($\mu\text{g} / \text{g}$)		
Na	5.170,0	1.610,0
Ca	26.670,0	6.670,0
K	7.430,0	1.190,0
Mg	2.040,0	410,0
Mn	226,0	42,16
Fe	16.760,0	7,160,0
Ni	55,20	26,50
Zn	289,78	218,41
Pb	79,23	60,05
Cr	3,58	5,36
Cu	218,60	218,86
Hg	0,65	0,54
pH	5,26	0,34
Umidade (%)	63,16	5,15
SV (% BS)	70,92	7,84

BS = Base Seca

Fonte: GOMES, (1991)

Na Tabela 3.5 encontram-se as características do lodo adensado do decantador primário da estação de tratamento de esgotos da SABESP em Pinheiros - São Paulo - SP.

TABELA 3.5. - Características químicas e físico-químicas do lodo adensado do decantador primário da estação de tratamento de esgotos da SABESP em Pinheiros - São Paulo - SP.

Parâmetros	Quantidade
Nitrogênio (%BS)	2,1
Fósforo (%BS)	0,6
Metais Pesados ($\mu\text{g} / \text{g}$)	
Na	60,0
Ca	995,0
K	100,0
Mg	244,0
Fe	1.360,0
Ni	17,50
Zn	115,0
Pb	21,30
Cr	17,40
Cu	145,0
Hg	5,50
pH	6,0
Umidade (%)	91,20
SV (% BS)	57,90

BS = Base Seca

Fonte: GOMES, (1991)

A composição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de São Paulo é apresentada na Tabela 3.6.

TABELA 3.6. - Composição química da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de São Paulo.

Parâmetros	Percentagem em Peso de ST
Sólidos Totais	93,90
Sólidos Voláteis	73,00
Sólidos Fixos	27,00
Celulose	32,00
Hemicelulose	5,20
Lignina	12,50
Lipídios	5,94
Proteínas	9,61
Sólidos Suspensos	84,60
Sólidos Suspensos Voláteis	66,00
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	6,40
Nitrogênio Amoniacal	0,06

ST = Sólidos Totais

Fonte: PERES et al. (1991)

Na Tabela 3.7 é apresentada a composição do lodo primário de esgoto sanitário da ETE Pinheiros. Os dados são apresentados em função da percentagem de sólidos totais.

TABELA 3.7. - Composição do lodo primário da ETE Pinheiros - São Paulo.

Parâmetros	Porcentagem em Peso de ST
Sólidos Totais	6,31
Sólidos Voláteis	71,90
Sólidos Fixos	28,10
Celulose	13,40
Hemicelulose	5,50
Lignina	19,60
Lipídios	19,80
Proteínas	18,30
Sólidos Suspensos	87,60
Sólidos Suspensos Voláteis	61,40
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	9,12
Nitrogênio Amoniacal	0,14

ST = Sólidos Totais

Fonte: PERES et al. (1991)

3.2. Processos Anaeróbios

São bastante remotas as investigações realizadas sobre a decomposição da matéria orgânica na natureza. As primeiras observações a este respeito vem desde o povo romano, quando constataram a emissão de gases em fendas de solo. Em 1630, Von Helmot verificou que a decomposição da matéria orgânica na natureza emanava gás inflamável. Em 1780, Volta fez comprovação científica a respeito da decomposição da matéria orgânica. (Fonte: apud LIMA, 1988)

Dalton em 1804, estabeleceu pela primeira vez a composição química do gás emanado pela decomposição anaeróbia da matéria orgânica.

Daí então, foram intensificados os estudos no sentido do aproveitamento do gás metano como fonte alternativa de energia, tanto dos resíduos sólidos, como também de determinados efluentes líquidos.

Com referência a decomposição de resíduos sólidos em aterro sanitário, os primeiros trabalhos publicados surgiram no início de 1940.

Em 1942 foram realizados os mais importantes trabalhos neste sentido, quando Eliassen relatou que os resíduos orgânicos contidos em aterros eram decompostos por processos biológicos, e que estes processos ocorriam de forma natural dada a presença de microrganismos no lixo (LIMA, 1988).

Na natureza, a decomposição da matéria orgânica está associada ao ciclo aeróbio ou ao ciclo anaeróbio, dependendo da presença ou não do oxigênio molecular.

O ciclo da decomposição anaeróbia é extremamente complexo, e envolve uma série de variáveis conforme mostra a Figura 3.1.

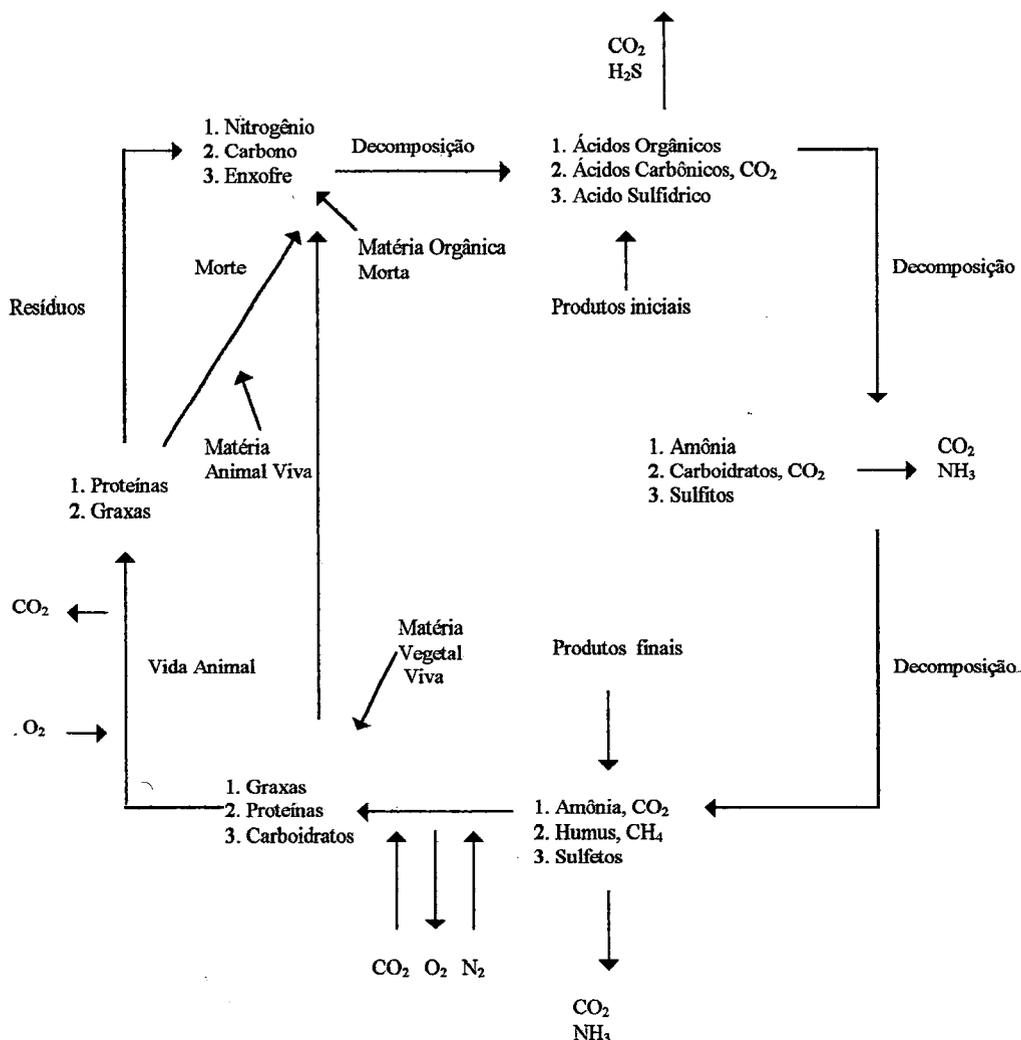


FIGURA 3.1. - Ciclo de decomposição anaeróbica.

Fonte: METCALF & EDDY (1991).

Os processos anaeróbios tem sido empregados para diversos fins. Historicamente, foram utilizados para estabilizar lodo de esgoto sanitário, utilizando o metano produzido (METCALF & EDDY, 1991).

Os processos anaeróbios tratam o maior número de substratos. Isto se deve ao fato de que as bactérias anaeróbias apresentam características especiais. Dentre estas características, pode-se citar a pequena taxa de utilização de energia para a conversão em massa celular e grande parte se destina para a formação de biogás.

No Brasil, o uso de digestão anaeróbia para tratamento de fração orgânica dos resíduos sólidos ainda não atingiu estágio de pleno desenvolvimento. Isto se deve a falta de política direcionada para tal.

Esta fração orgânica poderá ser submetida a decomposição anaeróbia, produzindo uma alternativa energética que é o gás metano, tendo ainda o resíduo que submetido a vermicompostagem, torna-se um bom agente condicionador do solo (LUZ, 1989).

O tratamento da fração orgânica do lixo urbano, quando realizado em biodigestores, não causa problemas de maus odores, e utiliza menores espaços físicos, além de oferecer melhores condições operacionais, quando comparados com aterro sanitário.

Os estágios principais porque tem que passar os resíduos sólidos para serem tratados anaerobiamente são:

1. Preparação da fração orgânica dos resíduos sólidos, destacando-se: recebimento, classificação, separação e redução do tamanho.
2. Adição de umidade e nutrientes, ajustamento do pH (tamponamento), mistura, etc.
3. Captação, estocagem, etc.

3.3. Mecanismo da Bioconversão Anaeróbia da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos e dos Lodos de Esgotos

Os resíduos sólidos apresentam composição físico-química bastante diversificada, tornando-se complexo os mecanismos envolvidos no processo de bioestabilização anaeróbia.

Os resíduos orgânicos são constituídos basicamente de papel, trapos, palhas e tecidos celulares em geral considerados como materiais celulósicos. Celulose, pertence ao grupo dos compostos químicos

denominados carboidratos. Dentre os materiais não celulósicos, pode-se destacar os plásticos como fração principal, seguidos de proteínas, carboidratos e ácidos graxos. Os sais minerais em limitada quantidade e a umidade estão sempre presente associados a estes materiais (TCHOBANOGLOUS, 1977).

Em princípio, todos os resíduos, quer sejam de origem animal ou vegetal, são bioestabilizados anaerobiamente. No caso dos resíduos de origem vegetal, somente os componentes contendo lignocelulose são estabilizados microbiologicamente com muita dificuldade (BAADER et al., 1991).

O processo de decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos produzindo CH_4 , segue as mesmas etapas descritas para a digestão do lodo (BARLAZ, 1989).

Na primeira etapa, numerosas espécies saprófitas, bactérias coletivamente chamadas de formadoras de ácidos, hidrolisam a matéria orgânica complexa em ácidos graxos voláteis. Na segunda etapa, o processo é realizado por bactérias metanogênicas, que utilizam os ácidos graxos voláteis, convertendo-os em CH_4 e CO_2 além de produtos para seu próprio metabolismo. As etapas ocorrem simultaneamente, e sua estabilidade se deve a manutenção de um equilibrado balanço bioquímico entre bactérias formadoras de ácidos e as bactérias produtoras de CH_4 (KROEKER, 1979).

A Figura 3.2. mostra um dos modelos para a degradação anaeróbia de substratos complexos.

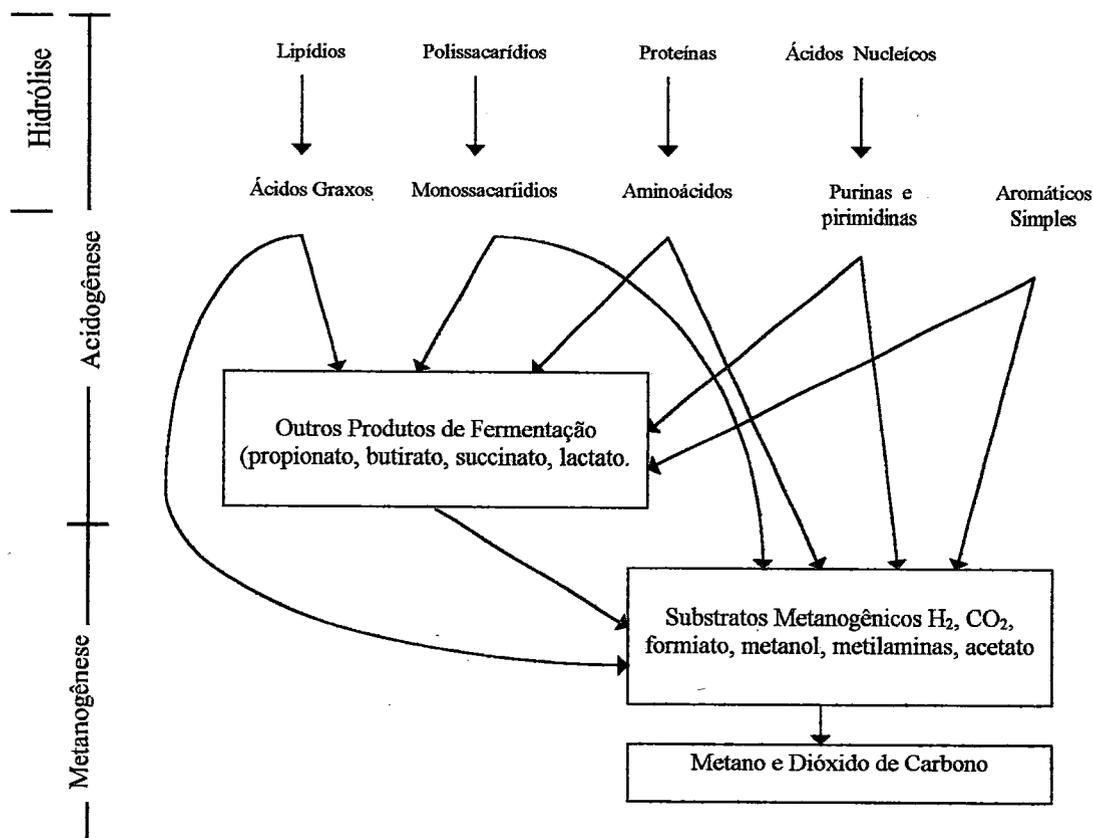


FIGURA 3.2. - Vias da Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos.

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLOUS (1993).

Vários outros modelos tem sido propostos, dentre os quais, pode ainda ser destacado o modelo conceitual para digestão anaeróbia de lodo biológico de PAVLHOSTATHIS (1988).

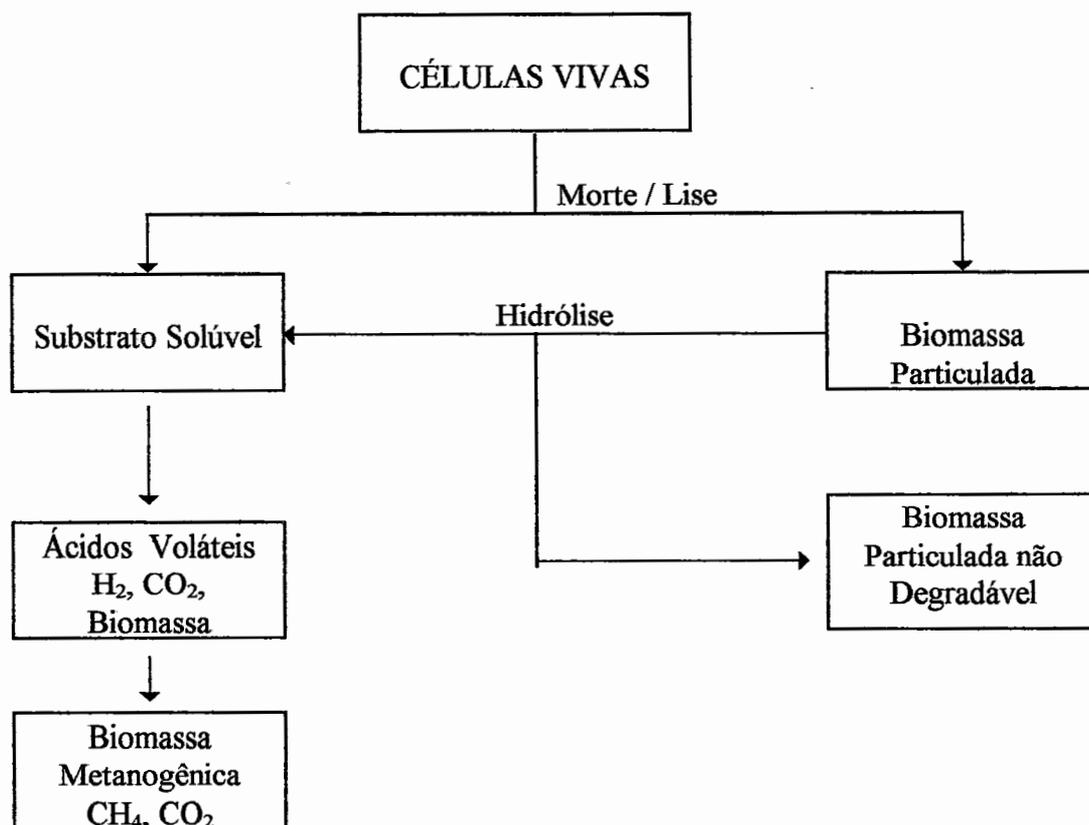


FIGURA 3.3. - Modelo Conceitual para a Digestão Anaeróbia de Lodo Biológico.

Fonte: PAVLHOSTATHIS (1988).

Os grupos bacterianos envolvidos no processo de estabilização anaeróbia de lodo são:

- **Bactérias Hidrolíticas Fermentativas:** são bactérias anaeróbias estritas ou facultativas. Na digestão anaeróbia, são responsáveis pela hidrólise dos materiais particulados. Estas bactérias produzem enzimas e as lançam no meio, para hidrolisar a celulose, hemicelulose pectina, amido e outras substâncias as quais são fermentadas a uma variedade de produtos tais como: acetato, butirato, etanol, propionato e outros.

- **Bactérias Acetogênicas Produtoras de Hidrogênio:** são responsáveis pelo catabolismo de ácidos orgânicos de cadeia maior que o ácido acético, álcoois e outros compostos aromáticos a hidrogênio, dióxido de carbono e ácido acético. Estas bactérias se relacionam sintroficamente com as bactérias metanogênicas utilizadoras de hidrogênio molecular pois todas as reações onde há formação de ácido acético são energeticamente desfavoráveis no sentido da formação de produtos, sendo necessário que haja o consumo de hidrogênio molecular no meio.
- **Bactérias Homoacetogênicas:** são bactérias que metabolizam compostos de apenas um carbono, como por exemplo dióxido de carbono e metanol. São de grande importância na decomposição anaeróbia em virtude do seu próprio produto final (acetato) ser considerado o principal precursor do metano.
- **Bactérias Metanogênicas:** são anaeróbias restritas e utilizam somente alguns tipos de substratos simples, tais como: H_2 , CO_2 , acetato, formiato, metanol e aminas metiladas (VAZOLLER, 1990).

Segundo MOSEY (1971), 70% do CH_4 produzido em digestores tratando lodo é proveniente do ácido acético e o restante do CO_2 , H_2 e dos demais substratos.

Quando todas estas reações são processadas simultaneamente, a atividade e o número de espécies não pode ser medida facilmente. Por exemplo, a taxa de produção de CH_4 medida poderia refletir a atividade de todas as bactérias metanogênicas, isto é, bactérias acetoclásticas mais bactérias hidrogenotróficas. Como o ATP (adenosina trifosfato) está presente em todos

os microrganismos, poderia ser usado para avaliar a concentração total da massa microbiana.

Em trabalhos realizados por CHUNG e NEETHLING (1990) para a medida do conteúdo de biomassa em digestores de lodo, ficou constatado que sólidos suspensos voláteis não é uma boa medida. Para digestores de lodo operando no estado estacionário, foram encontradas taxas variando de 0,11 a 0,16 $\mu\text{g ATP} / \text{mg SSV}$ (CHUNG e NEETHLING, 1990).

Portanto, ficou estabelecido que os sólidos suspensos voláteis podem ser divididos em duas frações:

- Fração de Biomassa ;
- Fração de Não-Biomassa.

A viabilidade é expressa somente em termos de biomassa.

Na digestão anaeróbia de lodo, a medida total de SSV (Sólidos Suspensos Voláteis) consiste de biomassa e de material inerte.

$$X_T = X_b + X_d + X_i \dots \dots \dots (3.1)$$

X_T = concentração de sólidos suspensos voláteis ($\text{mg} \times \text{L}^{-1}$)

X_b = concentração de biomassa ($\text{mg} \times \text{L}^{-1}$)

X_d = concentração do material biologicamente degradável ($\text{mg} \times \text{L}^{-1}$)

X_i = concentração do material refratário originalmente presente na alimentação, mais o remanescente de organismos após decaimento celular ($\text{mg} \times \text{L}^{-1}$)

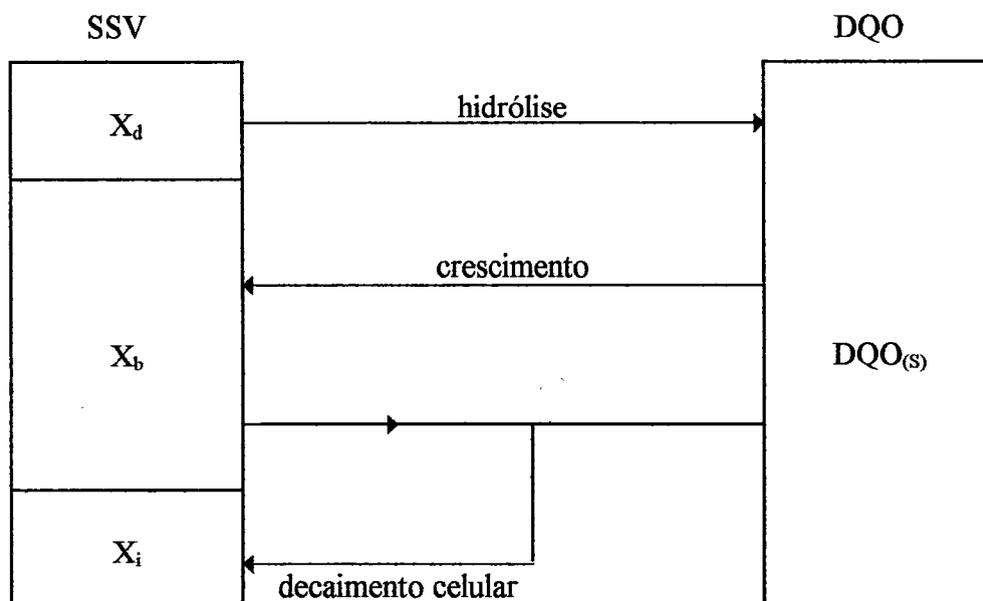


FIGURA 3.4. - Diagrama esquemático da DQO e SSV, mostrando as relações entre as várias reações.

Fonte: CHUNG e NEETHLING(1990).

O processo de estabilização biológica é aplicado tanto para lodo sanitário primário como secundário, tratados separados ou conjuntamente (PAVLOSTATHIS, 1988).

No processo de digestão anaeróbia, os sólidos suspensos voláteis (X_d) alimentados no sistema são primeiramente hidrolisados, promovendo demanda química de oxigênio solúvel. Esta DQO solúvel alimenta os microrganismos, formando uma massa de sólidos suspensos voláteis (X_b), denominados também de biomassa. Esta biomassa quando sobre condições de respiração endógena, parte das células lisadas se transformam novamente em $DQO_{(s)}$, e o restante forma uma massa inerte (X_i). Este mecanismo obedece a cinética da 1.^a ordem.

A fração da biomassa (X_b) destina-se tanto ao crescimento da massa bacteriana como a respiração endógena. A biomassa ativa também é expressa pela cinética de 1.^a ordem.

A fração inerte (X_i) consiste de material que não reage no sistema, isto é, não contribui com o aumento da $DQO_{(S)}$. Está presente nesta fração o material não biodegradável contido no substrato e o inerte resultante da respiração endógena.

A $DQO_{(S)}$ é a medida do substrato disponível para crescimento bacteriano (CHUNG e NEETHLING, 1990).

Nos processos anaeróbios, para que haja a decomposição contínua é necessário o equilíbrio adequado entre as bactérias formadoras de ácidos e as bactérias formadoras de metano. Para que o equilíbrio possa acontecer é necessário o controle dos parâmetros: temperatura, pH e nutrientes.

A estabilidade efetiva do substrato está ligada diretamente entre bactérias produtoras e consumidoras de acetato, sendo necessário que as vias metabólicas usadas levem a formação de substratos específicos para as bactérias produtoras de metano (FORESTI, 1988).

Segundo SPEECE (1983) as reações de bioconversão de propionato, butirato e etanol são termodinamicamente desfavoráveis.

TABELA 3.8. - Reações de bioconversão de propionato, butirato e etanol em ácido acético.

Composto	Reação	ΔG^0 (kJ)
Propionato	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+ 76,1
Butirato	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+ 48,1
Etanol	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+ 9,6

Fonte: SPEECE (1983).

As variações de energia livre são todas positivas, o que torna possível a formação de ácido acético é a utilização de hidrogênio pelas bactérias anaeróbias utilizadoras de hidrogênio.

A bioconversão do propionato, butirato e etanol para hidrogênio, dióxido de carbono e acetato, em condições normais, ocorre em meio endergônico, desfavorecendo o crescimento de microrganismo metanogênicos.

Para o caso específico do propionato, a oxidação se realiza da seguinte maneira:



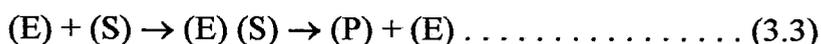
portanto,

$$\Delta G = \Delta G^\circ + 2,3RT \cdot \log \frac{[\text{CH}_3\text{COO}^-][\text{HCO}_3^-][\text{H}_2]^3}{[\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^-]} \dots \dots \dots (3.2)$$

Supondo-se que sejam iguais as concentrações de acetato e propionato e constante a concentração de bicarbonato, o único parâmetro que influencia o ΔG é a concentração de hidrogênio. Para uma pressão parcial de hidrogênio em torno de 10^{-4} atmosferas, a oxidação do propionato ocorre exergonicamente, tornando possível o crescimento de microrganismos presentes no meio. O controle da pressão parcial de hidrogênio é realizado por bactérias produtoras de metano, bactérias homoacetogênicas e bactérias redutoras de sulfato. A relação sintrófica existente entre bactérias produtoras de hidrogênio e bactérias consumidoras de hidrogênio é denominada por transferência de hidrogênio interespecies (ZEHNDER, 1988).

O processo que compreende o crescimento e a obtenção de energia pelos microrganismos é muito complexo. As vias são muitas e exigem agentes catalisadores orgânicos, objetivando aumentar a velocidade das reações.

Em uma célula viva, a transformação do substrato original em produto final é conseguida por uma síntese enzimática do tipo:



onde:

E = enzima

S = substrato

P = produto final ; (METCALF & EDDY, 1991)

Na célula se libera energia mediante oxidação da matéria orgânica ou inorgânica ou por reações fossintéticas. A energia liberada é capturada e armazenada na célula por certos compostos orgânicos, sendo o composto de armazenamento mais frequente e adenosina trifosfato (ATP). A energia capturada por este composto é utilizada para a síntese, mobilidade e manutenção da célula. Quando a molécula de ATP utiliza energia nas reações de síntese e manutenção celular, passa a um estado de menor energia, chamado de adenosina difosfato (ADP). A molécula de ADP captura a energia proveniente da ruptura da matéria orgânica e inorgânica, passando a um estado energético mais elevado (ATP). (METCALF & EDDY, 1991). Em síntese, o mecanismo de transferência de energia funciona da seguinte maneira:

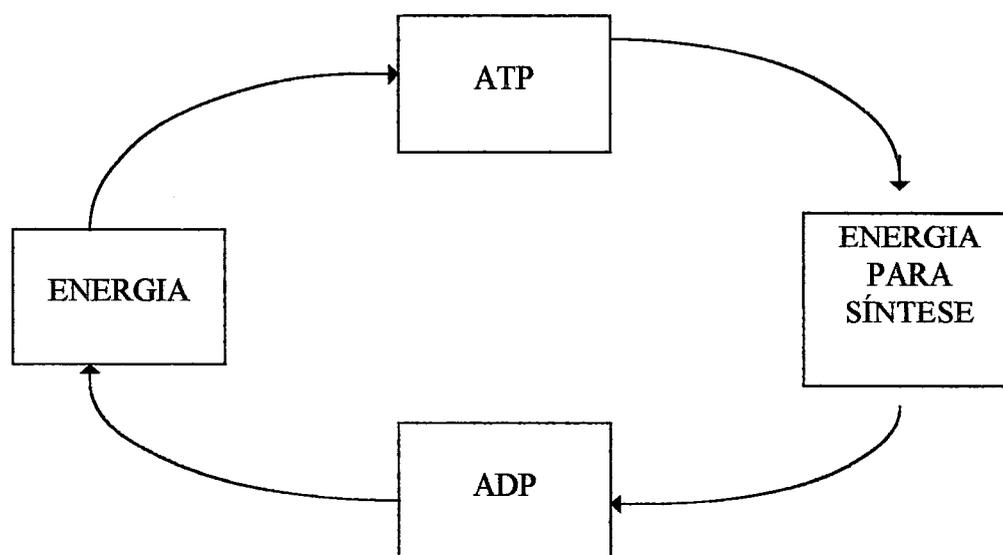


FIGURA 3.5. - Representação esquemática do sistema ADP - ATP de transferência de energia celular.

Fonte: METCALF & EDDY (1981).

Quando os microrganismos bacterianos oxidam a matéria orgânica, a energia produzida pela oxidação fica disponível para que as bactérias realizem as reações de síntese. Como os microrganismos bacterianos não utilizam toda a energia disponível para o anabolismo, parte dessa energia é perdida na forma de calor para a fase líquida, na qual a reação bioquímica ocorre. É importante saber que energia livre é uma medida de energia útil que libera uma determinada reação, mas que nada diz sobre a energia absorvida pelos microrganismos que produzem a reação.

O metabolismo bacteriano refere-se a utilização pelas bactérias do material orgânico, seja como fonte de energia, ou seja como fonte de material para síntese do material celular. O catabolismo refere-se a utilização do material orgânico como fonte de energia para a síntese celular. No anabolismo o material orgânico é transformado e incorporado na massa celular (Van HAANDEL & LETTINGA, 1994).

3.3.1. Modelos de Bioconversão Anaeróbia de Resíduos Sólidos

Os primeiros estudos referentes a bioconversão dos componentes dos resíduos orgânicos em aterro sanitário foram realizados por FARQUHAR e ROVERS (1973). O Modelo conceitual de FARQUHAR e ROVERS tem caráter qualitativo no que diz respeito ao tempo de bioconversão da matéria orgânica.

ENCON ASSOCIATES (1981) apud LIMA (1988), analisou a bioconversão da matéria orgânica em aterro sanitário, estabelecendo relações diretas entre a produção de metano e o balanço existente entre os diferentes grupos bacterianos presentes no meio.

Foi constatado que para a fração orgânica dos resíduos sólidos bioconvertidos no aterro sanitário, as relações sintróficas dos microrganismos

apresentaram comportamento similares aos apresentados pelos digestores de lodo.

BARLAZ et al. (1989) desenvolveram um modelo que expressa o comportamento da decomposição do lixo quando recirculado com percolado. Neste modelo, são mostrados o desenvolvimento de populações bacterianas, o comportamento dos sólidos remanescentes e a taxa de composição do gás produzido conforme mostrado na Figura 3.6.

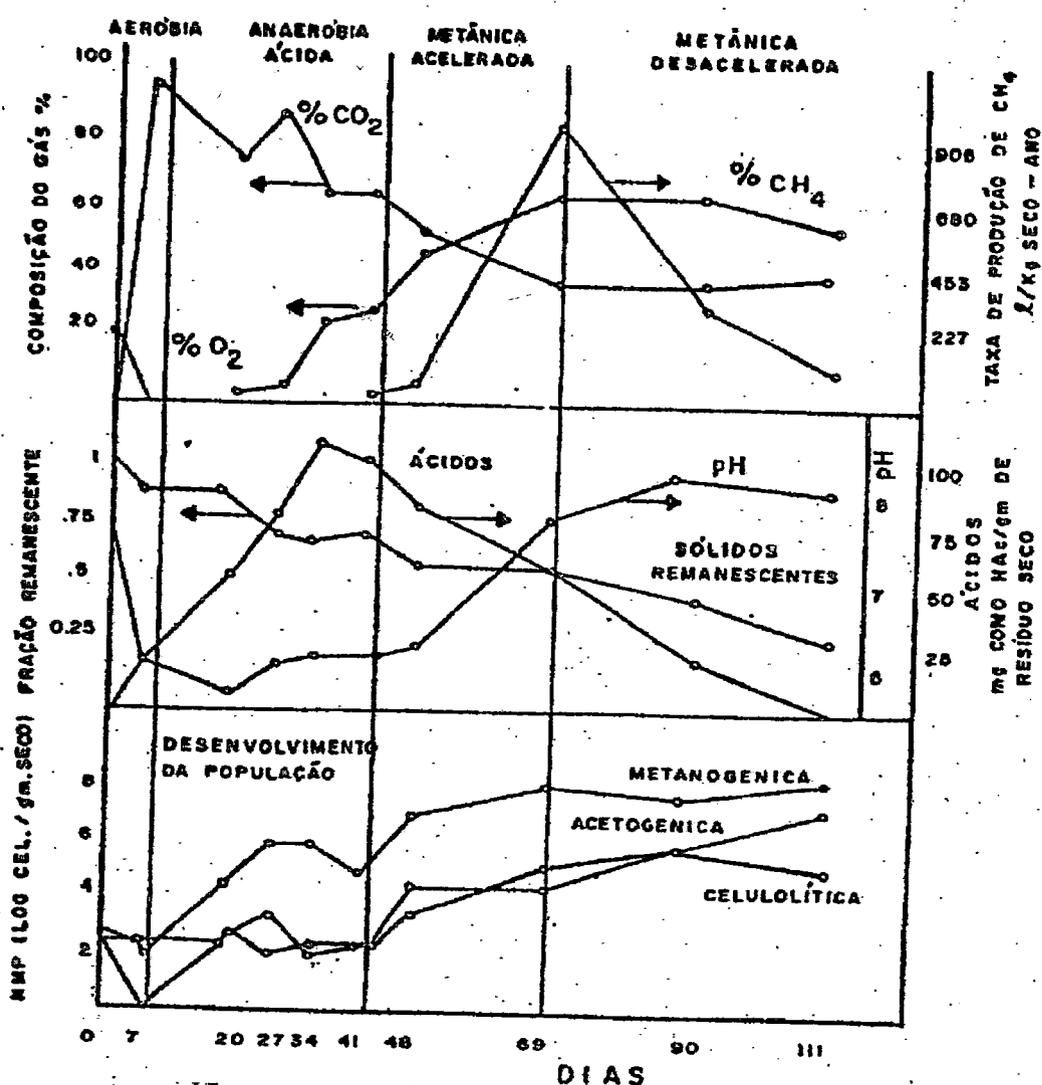


FIGURA 3.6. - Fases da bioconversão dos resíduos sólidos urbanos em reator de bancada operando com reciclo de percolado.

Fonte: BARLAZ et al. (1989).

O modelo desenvolvido por BARLAZ (1989) é constituído por quatro diferentes fases.

- **Fase Aeróbia:** nesta fase são consumidos oxigênio e nitrato. Os açúcares solúveis servem como fonte de carbono para as atividades microbiológicas.
- **Fase Anaeróbia Ácida:** caracterizada pela acumulação de ácidos carboxílicos e decréscimo do pH, isto devido à decomposição da celulose e hemicelulose. A população metanogênica começa a aparecer e já é possível se detectar CH_4 no gás.
- **Fase de Produção Acelerada de Metano:** nesta fase é alcançada a produção máxima de metano. A concentração de CH_4 chega a atingir cerca de 50 a 60% (% em volume) com um conseqüente decréscimo da concentração de ácidos carboxílicos e acréscimo do pH. Há um aumento acentuado das populações de bactérias celulolíticas, acetogênicas e metanogênicas.
- **Fase de Produção Desacelerada de Metano:** é a fase em que a concentração de CH_4 , o valor do pH e as populações celulolíticas e metanogênicas não sofrem alterações significativas.

Reportando-se ao tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário, pode ser constatado que os primeiros trabalhos foram realizados entre o período de 1934 a 1953. Na década de 70 foi dada grande ênfase à produção de energia através da digestão anaeróbia combinada de lixo mais lodo. A experiência do aproveitamento de gás metano produzido no aterro sanitário de Palos Verdes, Califórnia - EUA, contribuiu significativamente para a disseminação tecnológica tanto em outras regiões dos EUA como também em outros países, inclusive o Brasil. Especificamente no Brasil, o aproveitamento de gás em aterro deu-se basicamente no Rio de Janeiro, pela Companhia Estadual de Gás

- CEG, e em São Paulo, pela Companhia de Gás de São Paulo - COMGÁS (CRAVEIRO, 1982).

O tratamento anaeróbio combinado da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário, conduz à geração de gás em um período bem mais curto de tempo do que quando tratada somente a fração orgânica dos resíduos sólidos (GLAUSER et al., 1987).

Na Figura 3.7., é mostrada a taxa de produção de gás em função do tempo para ambos os sistemas, isto é, estabilização sem adição de lodo e com adição de lodo.

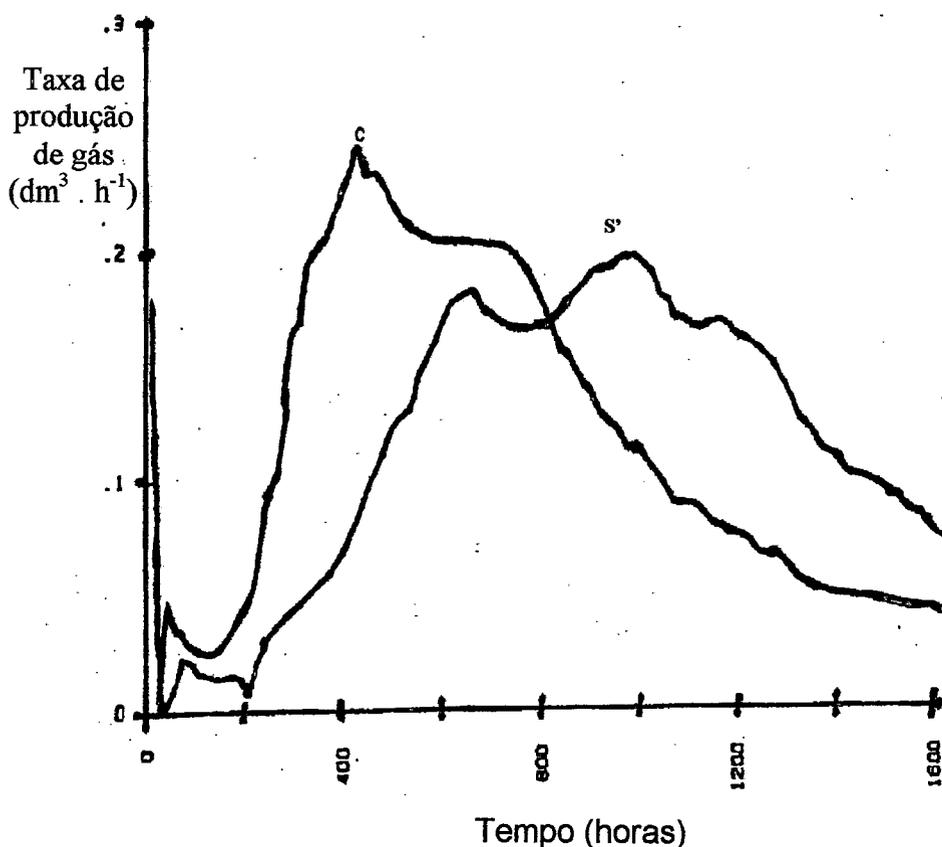


FIGURA 3.7. - Taxa de produção de gás em digestores anaeróbios alimentados com fração orgânica de resíduos sólidos (S') e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.

Fonte: Adaptado de GLAUSER et al. (1987).

Similarmente, a taxa de produção de CH_4 foi de 50% mais rápida no processo combinado, quando comparada com a simples fração de resíduos sólidos urbanos.

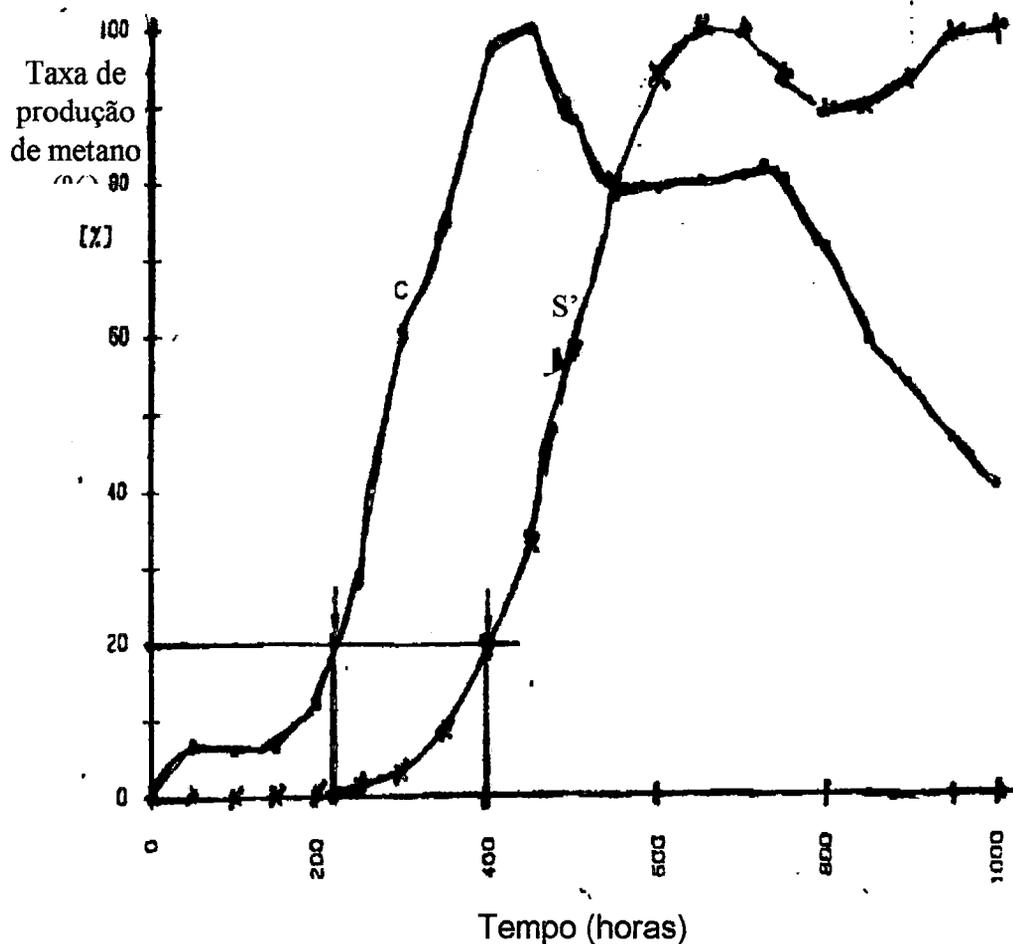


FIGURA 3.8. - Taxa de produção de CH_4 em digestores anaeróbios alimentados com a fração orgânica de resíduos (S') e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.

Fonte: Adaptado de GLAUSER et al. (1987).

Analisando a Figura 3.8., pode ser constatado que no sistema de tratamento combinado a taxa de produção de CH_4 foi alcançada em um período mais curto de tempo. Verifica-se que no sistema operado com adição

de inóculo, o pico máximo de CH_4 foi alcançado ao 16º dia, enquanto no sistema sem inóculo, o pico máximo de CH_4 foi alcançado somente no 25º dia. Com relação à taxa de produção de CH_4 , o sistema combinado contribuiu com 56% na redução do tempo de operação, quando comparado com o sistema não combinado.

Nas Figuras 3.9. e 3.10., são mostrados os comportamentos do pH e da DQO para digestores anaeróbios alimentados com fração orgânica de resíduos sólidos urbanos e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário.

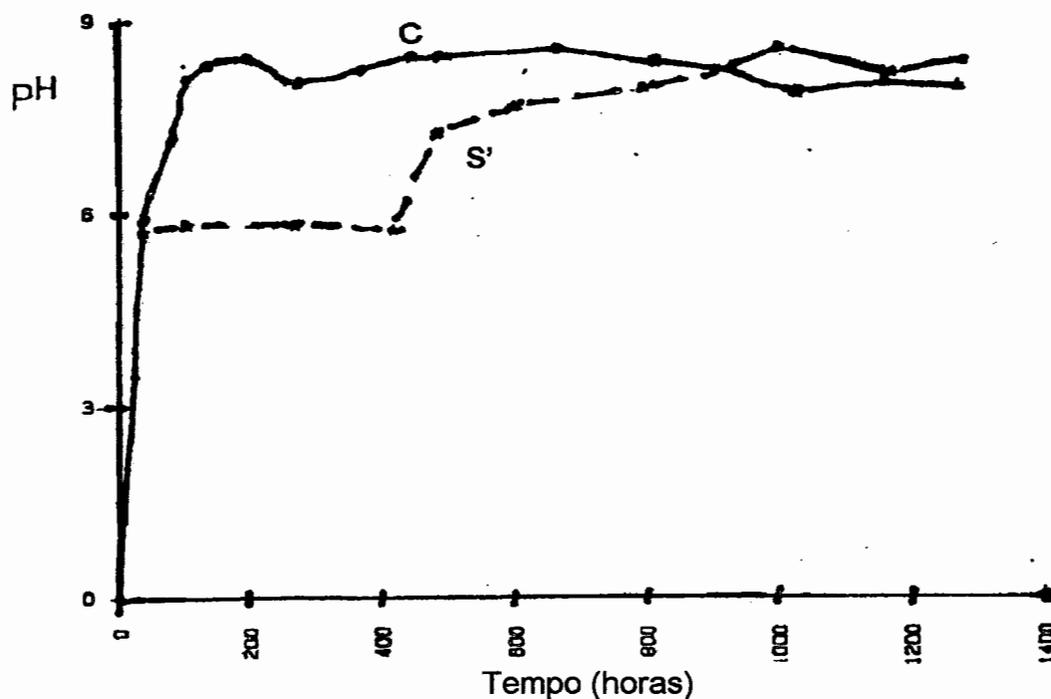


FIGURA 3.9. - Comportamento do pH em reatores anaeróbios alimentados com a fração orgânica de resíduos (S') e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.

Fonte: Adaptado de GLAUSER et al. (1987).

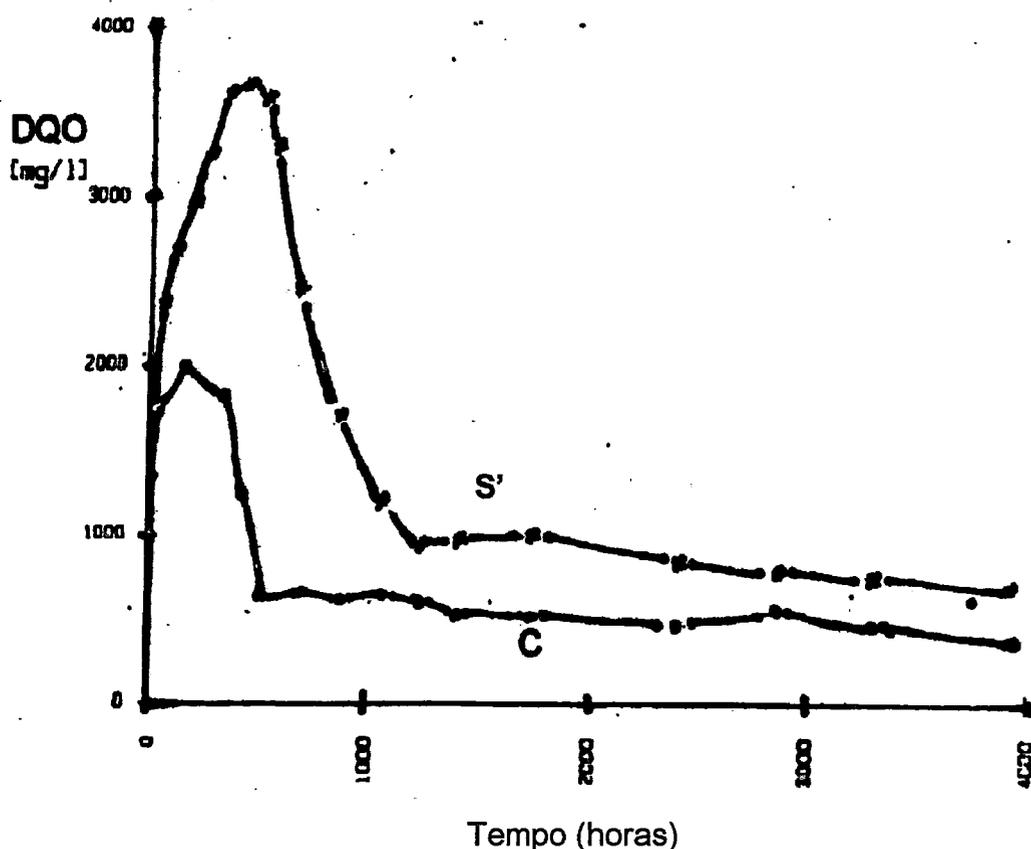


FIGURA 3.10. - Comportamento da DQO em reatores anaeróbios alimentados com a fração orgânica de resíduos (S') e fração orgânica de resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário (C), em função do tempo.

Fonte: Adaptado de GLAUSER et al. (1987).

Analisando-se a Figura 3.9., pode ser constatado que a estabilização do pH no percolato produzido, ocorreu mais rapidamente no sistema onde foi tratada a fração orgânica dos resíduos sólidos mais lodo de esgoto.

Quanto à DQO (Figura 3.10.), a estabilização no percolato produzido foi mais rápida no sistema combinado.

Os produtos finais do tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos urbanos são:

- matéria orgânica parcialmente bioestabilizada ;
- gases tais como: CH₄, CO₂, N₂, H₂, H₂S.

As primeiras tentativas para disposição de resíduos sólidos como processo de digestão controlada foram descritas por FOX em 1924. Nesta época, foi tentado o tratamento anaeróbio de esgoto sanitário com estrume de resíduo sólido municipal.

Maiores esforços relativos à digestão anaeróbia combinada da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário, reportam-se a trabalhos realizados em digestores de lodo por KEEFER e KRATZ (1934), BABIT et al. (1936) e BLOOD GOOD (1936) apud TEN BRUMMELER (1993).

A digestão anaeróbia combinada da fração orgânica dos resíduos sólidos mais lodo de esgoto, em digestores de lodo de mistura completa resulta em um satisfatório procedimento do processo. TEN BRUMMELER (1993), ressalta que este método de disposição nunca foi adotado em larga escala, por duas razões básicas:

- baixa taxa na produção de biogás ;
- mudança na composição dos resíduos sólidos urbanos.

Após estudos realizados por JOHNSON et al. (1972) ; PFEFFER (1974) ; COONEY e WISE (1975) ; STENSTRON et al. (1983), ficou constatado que a adição de lodo primário no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos aumenta a taxa de produção de gás.

Em 1978, foi levado a efeito em Pompano Beach - Flórida - EUA, um projeto em que eram tratados resíduos sólidos domiciliares mais lodo de esgoto com capacidade diária de 10 toneladas.

Na Europa, outros trabalhos tem sido realizados utilizando-se digestão anaeróbia convencional de alguns tipos da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto (CECCHI, 1990).

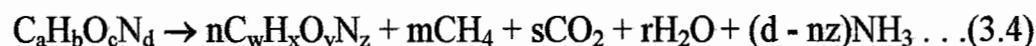
CHYNOWETH e MAH (1971) apud PERES (1991) constataram que os lipídios compreendem a mais importante fração decomponível do lodo primário, chegando a atingir uma taxa de conversão média de 76%.

PFEFFER (1974), trabalhando a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, estimou em 74% a taxa de degradação da celulose para reatores com tempo de detenção hidráulico de 30 dias, e temperatura de operação de 35°C (LIMA, 1988).

Por conseguinte, pode-se constatar que a celulose é a fração mais representativa dos resíduos sólidos urbanos, sendo considerada por muitos autores como a fração limitante no processo de tratamento anaeróbio destes resíduos.

Segundo TCHOBANOGLIOUS (1977), o volume de gás produzido durante a decomposição anaeróbia pode ser estimada basicamente de duas maneiras:

1.^a) Se os constituintes orgânicos dos resíduos, com exceção dos plásticos, borrachas e trapos, puderem ser representados pela fórmula geral $C_aH_bO_cN_d$, o volume total de gás pode ser estimado pela seguinte expressão:



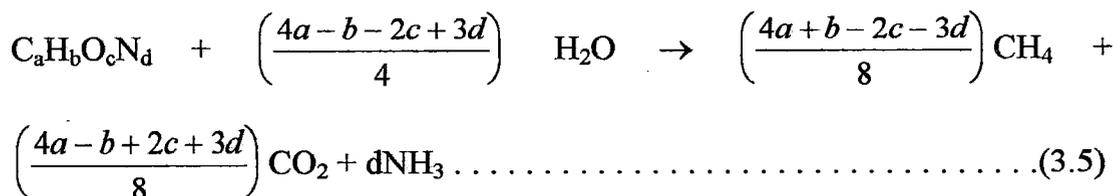
onde:

$$s = a - nw - m$$

$$r = c - ny - 2s$$

Os termos $C_aH_bO_cN_d$ e $C_wH_xO_yN_z$ são usados para representar a composição em base molecular do material presente no início e no fim do

processo. Partindo-se da suposição de que toda matéria orgânica do resíduo é estabilizado completamente, a expressão 3.4 pode ser representada por:



2.^a) Método Alternativo: o método alternativo poderá ser aplicado com base em:

- a fração volátil da matéria orgânica do resíduo é em torno de 95% ;
- 50% do material é carbono ;
- metade do carbono é convertido para metano e metade para dióxido de carbono.

3.4. Fatores Intervenientes nos Processos Anaeróbios de Decomposição das Frações Orgânicas dos Resíduos Sólidos

Para que os processos anaeróbios estabilizem completamente as frações orgânicas dos resíduos sólidos, deve haver um estado de equilíbrio dinâmico entre os microrganismos formadores de ácidos e os microrganismos formadores de metano. O estado de equilíbrio dinâmico está associado a fatores tais como: ausência de oxigênio molecular, ausência de constituintes inibitórios, pH variando entre 6,6 e 7,6, capacidade tampão e demais fatores, conforme mostrados a seguir.

3.4.1. Concentração de Sólidos

A concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, quer seja de origem orgânica ou inorgânica. É um indicador da massa total que se dispõe a ser tratada.

Como no processo anaeróbio, a bioconversão só irá ocorrer na fração teoricamente orgânica do substrato, pois quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, maior será a taxa de bioconversão, levando-se em consideração parâmetros operacionais.

A concentração de sólidos está sempre associada a definição de carga orgânica a que vai ser submetido o sistema operacional.

Os sólidos são originários basicamente de:

- fonte urbana: fezes, urina, resíduos provenientes de atividades domésticas (restos de comida, limpeza domiciliar, material de embalagem, etc.), lodo de estação de tratamento de água e de esgoto, varrição de rua, limpeza de jardins e logradouros públicos ;
- fonte agrícola: resíduos originados das atividades agrícolas tais como: adubação, irrigação, vacinação, pulverização ou polvilhamento ;
- fonte industrial: resíduos provenientes de atividades industriais nos diversos ramos de atividade. Constata-se, portanto, que a geração de resíduos sólidos neste caso depende das atividades desenvolvidas no meio, tornando-se um parâmetro de características intrínsecas.
- Atualmente, a concentração de sólidos define duas alternativas de tratamento;

- tratamento anaeróbio com baixa concentração de sólidos: neste caso, os resíduos orgânicos são fermentados com concentrações de sólidos variando de 4 a 8%. O processo é bastante empregado para geração de metano a partir de excretas humanas, resíduos de animais e agrícolas. As maiores dificuldades operacionais deste processo, estão relacionadas com a adição de água para diluição do substrato, e a conseqüente dificuldade de reutilização do material estabilizado ;
- tratamento anaeróbio com alta concentração de sólidos: caracterizado pela fermentação de sólidos com concentração em torno de 22%. É uma tecnologia relativamente nova, e é aplicada para recuperação de energia da fração orgânica dos resíduos sólidos. Apresenta como principais vantagens o baixo requerimento de umidade e a alta taxa de produção de gás (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

3.4.2. Umidade

A água destaca-se como fator de grande importância na decomposição dos resíduos sólidos.

Nos resíduos sólidos urbanos o teor de umidade é função da decomposição do lixo, das condições climáticas e do tipo de coleta (TCHOBANOGLIOUS, 1977).

Segundo HALVADAKIS (1983) a água fornece o substrato e os nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de ser agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição anaeróbia, contribuindo decisivamente para o metabolismo dos microrganismos.

O conteúdo de umidade e de matéria orgânica, representam os principais requisitos básicos para o início do crescimento dos microrganismos.

TABELA 3.9. - Composição típica dos resíduos sólidos urbanos e seus respectivos percentuais de umidade.

Componentes	Percentual em peso			
	Composição		Umidade	
	variação	típica	variação	típica
Resíduos de Alimentos	6-28	15	50-80	70
Resíduos de Jardins	0-20	12	30-80	60
Resíduo de Papel	28-60	44	30-80	6
Plásticos / Borracha	2-10	3,5	1-4	2
Têxteis / Couro	0-6	2,5	6-15	10
Madeira	1-4	2	15-40	20
Vidro	4-16	8	1-4	2
Metais	3-13	9	2-6	2
Solos, cinzas, etc.	0-10	4	6-12	8

Fonte: TCHOBANOGLIOUS et al. (1977).

Analisando a Tabela 3.9., pode-se constatar que todas as frações constituintes dos resíduos sólidos urbanos contém umidade, estando relacionada à taxa de conversão da fração orgânica dos resíduos. Se há variação na taxa de conversão, conseqüentemente ocorrem mudanças na estabilização dos resíduos, na qualidade do percolado e o biogás produzido (POHLAND et al., 1994). A umidade contribui para a adequação do peso específico dos resíduos aterrados, conforme mostrado na Figura 3.11.

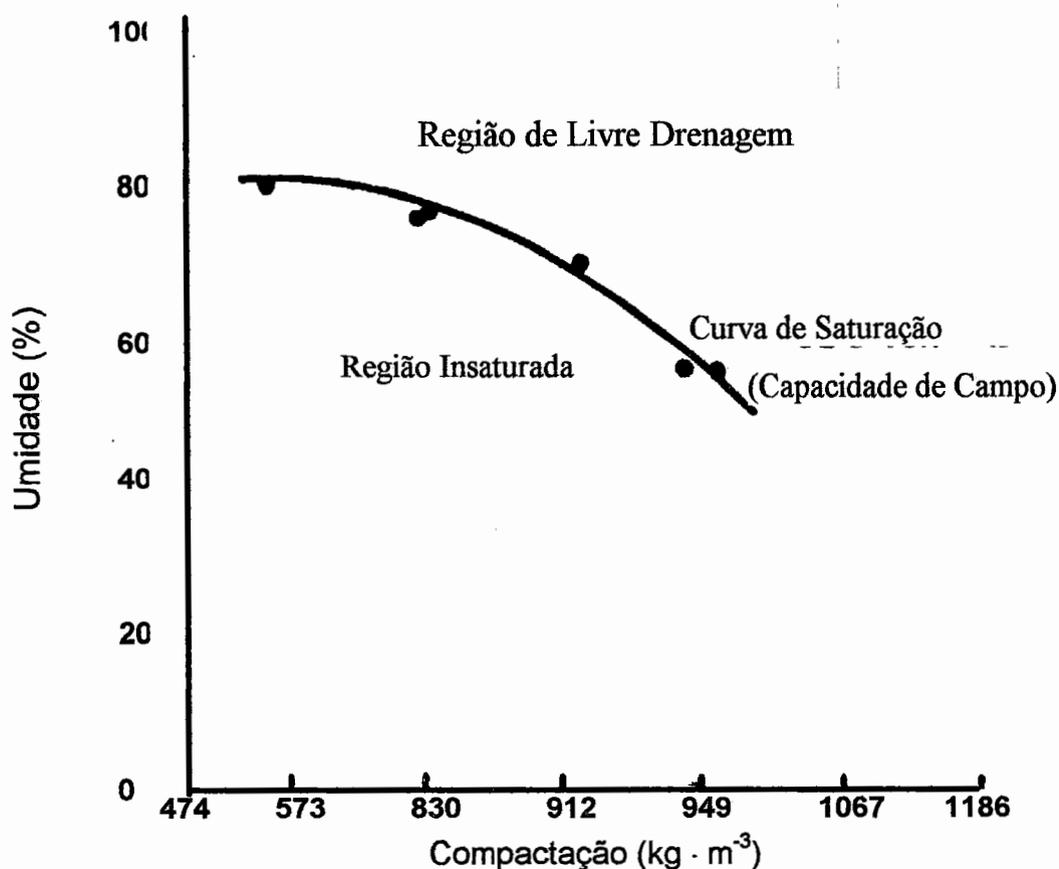


FIGURA 3.11. - Umidade em função da compactação.

Fonte: HALVADAKIS (1983).

Em trabalhos realizados em digestores anaeróbios tratando resíduos sólidos, ficou constatado que a taxa de estabilização da fração orgânica dos resíduos aumentou significativamente com o aumento do teor de umidade (HALVADAKIS, 1983).

Alguns autores afirmam que o teor de umidade e o teor de matéria orgânica presentes nos resíduos, fornecem os requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano (LIMA, 1988).

A percentagem de umidade em resíduos sólidos pode ser determinada pela expressão:

$$M = \left(\frac{w - d}{w} \right) \cdot 100 \dots \dots \dots (3.7)$$

onde:

M = percentual de umidade

w = peso da amostra úmida

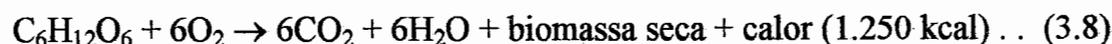
d = peso da amostra seca

3.4.3. Temperatura

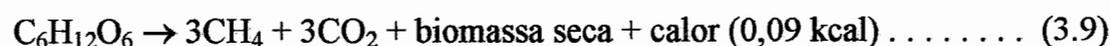
Nos processos biológicos, a temperatura é fator de extrema importância, pois influencia as taxas de reações enzimáticas.

Os processos de bioestabilização da matéria orgânica, aeróbios ou anaeróbios, liberam calor. Nos processos aeróbios a produção de calor é bem mais significativa.

Na bioestabilização aeróbia:



Na bioestabilização anaeróbia:



Verificando a produção de energia em ambos os processo, pode-se verificar que no processo aeróbio 59% da energia disponível é armazenada na biomassa e 41% é liberada na forma de calor. No processo anaeróbio, somente 8% é armazenada na biomassa, 3% é transformada em calor e 89% está presente no gás metano (HALVADAKIS, 1983).

A bioestabilização da matéria orgânica é realizada através das atividades enzimáticas.

Quanto a temperatura, as atividades enzimáticas são classificadas em: psicrófilas (12 a 18°C), mesófilas (25 a 40°C) e termófilas (55 a 65°C) (METCALF & EDDY, 1981).

No modelo desenvolvido por VANT HOFF - ARRHENIUS, fica estabelecido que a constante de velocidade de uma reação varia com a temperatura.

$$K = K' e^{-E_a/RT} \quad \text{ou} \quad \ln K = \ln K' - \frac{E_a}{RT} \dots \dots \dots (3.10)$$

onde:

K= constante de velocidade da reação à temperatura absoluta

(L . mol⁻¹ . s⁻¹)

K'= coeficiente experimental (L . mol⁻¹ . s⁻¹)

E_a= energia de ativação (cal . mol⁻¹)

R= constante dos gases perfeitos (cal . °K⁻¹ × mol⁻¹)

T= temperatura (°K)

3.4.4. pH e Alcalinidade

O pH representa a concentração hidrogeniônica e pode ser considerado como a acidez instantânea ou efetiva. Nos processos anaeróbios, o pH ideal situa-se na faixa de 6,5 a 7,5. Como nos processos anaeróbios pode ser consumida ou produzida alcalinidade, dependendo das características do resíduo o pH sofrerá bruscas variações até que seja atingida a estabilização do processo.

O pH está relacionado diretamente com as alcalinidades e com os ácidos voláteis do sistema.

Nos processos anaeróbios a alcalinidade expressa a capacidade de tamponamento do meio.

Na decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos, o pH pode atingir valores variando de 1,5 a 8,5.

TABELA 3.10.- Valores de pH para a decomposição anaeróbia da fração orgânica de resíduo em aterro sanitário, apresentada por diversos pesquisadores.

Autor	Faixa de pH
CHIAN et al.	3,5 a 8,5
CLARK et al.	1,5 a 9,5
ENCOM Associates	3,0 a 8,5
POHLAND	4,9 a 8,4
STEINER et al.	4,0 a 8,5

Fonte: STANFORTH et al. apud TEIXEIRA (1993)

As relações que existem entre os microrganismos e o pH são bastante estreitas, isto é, cada grupo de bactérias atua em uma faixa própria de pH.

Quanto ao pH, os microrganismos são classificados em: acidofílicos, neutrofílicos e alcalinofílicos.

Nos processos biológicos onde o pH situa-se na faixa de 6,0 a 8,0 o controle é realizado pela alcalinidade a bicarbonato. O controle dos processos anaeróbios através da medida do pH não expressa a magnitude da ocorrência de eventuais falhas, e portanto é recomendado que o controle do

processo se realize através de determinações de alcalinidade a bicarbonato e acetato.

A alcalinidade total pode ser determinada pela expressão 3.11.

$$AT = AB - (0,85)(0,83)AV \dots\dots\dots(3.11)$$

onde:

AT = alcalinidade total, mg CaCO₃×L⁻¹

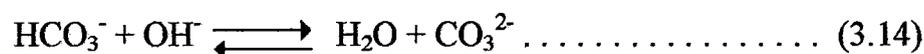
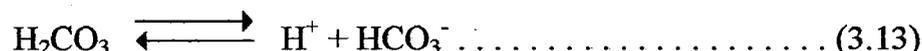
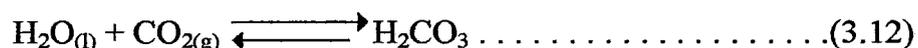
AB = alcalinidade devido a bicarbonato, mg CaCO₃×L⁻¹

AV = concentração de ácidos voláteis, mg HAc×L⁻¹

0,85 = fator que resulta a conversão de 85% do acetato para a forma não ionizada quando da titulação até pH igual a 4

0,83 = fator de conversão de ácido acético a alcalinidade de ácido acético em CaCO₃

O controle do pH pela alcalinidade a bicarbonato, se processa com base nas seguintes reações:



Por definição tem-se:

$$pH = pK_a + \log \frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3]} \dots\dots\dots(3.15)$$

onde:

K_a = constante de equilíbrio termodinâmico ;

$[\text{HCO}_3^-]$ = concentração de íon bicarbonato (moles \times L⁻¹)

$[\text{H}_2\text{CO}_3]$ = concentração do ácido carbônico (moles \times L⁻¹)

Existe constatação de que a adição de bicarbonato de sódio como agente tamponante da digestão anaeróbia da fração biodegradável dos resíduos sólidos, promove o equilíbrio no processo. Falta ser definido é o percentual ótimo, levando-se em consideração o custo / benefício da aplicação de bicarbonato como agente tamponante.

KASALI et al. (1988), estudando o efeito do bicarbonato de sódio na digestão anaeróbia de resíduos sólidos, chegou à conclusão que a adição de 84 mg NaHCO₃ por grama de resíduo sólido seco (105°C) promove a aceleração na acidogênese e na metanogênese. Observaram ainda que a fase metanogênica foi acelerada seis vezes mais quando comparada com a adição de água destilada.

3.4.5. Nutrientes

O desenvolvimento metabólico do processo de desenvolvimento anaeróbio exige uma relação equilibrada de carbono e nitrogênio, que para muitos autores situa-se em torno de 30:1. Várias relações tem sido investigadas, variando de 15 a 70, tanto para compostagem aeróbia quanto para digestão anaeróbia.

Convencionalmente, a relação C:N é determinada baseada na massa total da matéria orgânica seca e da correspondente concentração percentual de carbono e nitrogênio podendo ser expressa da seguinte maneira:

$$\frac{C}{N} = \frac{\text{massa de carbono total}}{\text{massa de nitrogênio}}$$

Este método de determinação da relação C-N pode não ser apropriado para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, haja visto que nem todo carbono orgânico é biodegradável e/ou disponível para a decomposição biológica (KAYHNIAM et al., 1992).

Os microrganismos necessitam muito mais de carbono do que de nitrogênio. Todavia, se a quantidade de carbono for sensivelmente maior do que a de nitrogênio, esse limitará o número de microrganismos que poderá se desenvolver, limitando desse modo a velocidade de bioestabilização do material (SILVA, 1977).

A relação C:N é fator de grande importância na bioestabilização da matéria orgânica. Quando a relação C:N é muito pequena, a fonte de energia, no caso o carbono, pode ser insuficiente para a conversão do nitrogênio disponível e liberam o excesso de nitrogênio, que escapará para a atmosfera, e portanto não será fixado no resíduo final. Para o processo se desenvolver rapidamente, a relação C:N deve ser menor do que 35, e para não perder nitrogênio deve ser maior do que 20. Quando a relação C:N é maior que 35, leva-se mais tempo para reduzi-la a um valor desejável (SILVA, 1977).

O problema da baixa relação C:N, é a toxicidade provocada pela amônia. Foi verificado que a toxicidade por amônia no processo de digestão anaeróbia, ocorre quando a relação C:N for inferior a 20. Uma indicação das relações ótimas de nutrientes, poderia ser derivada da taxa de nutrientes presentes na biomassa bacteriana, que é estimada de maneira aproximada como sendo 24:4:1 (Carbono : Nitrogênio : Fósforo, percentagem em peso) (TEN BRUMMELER, 1993).

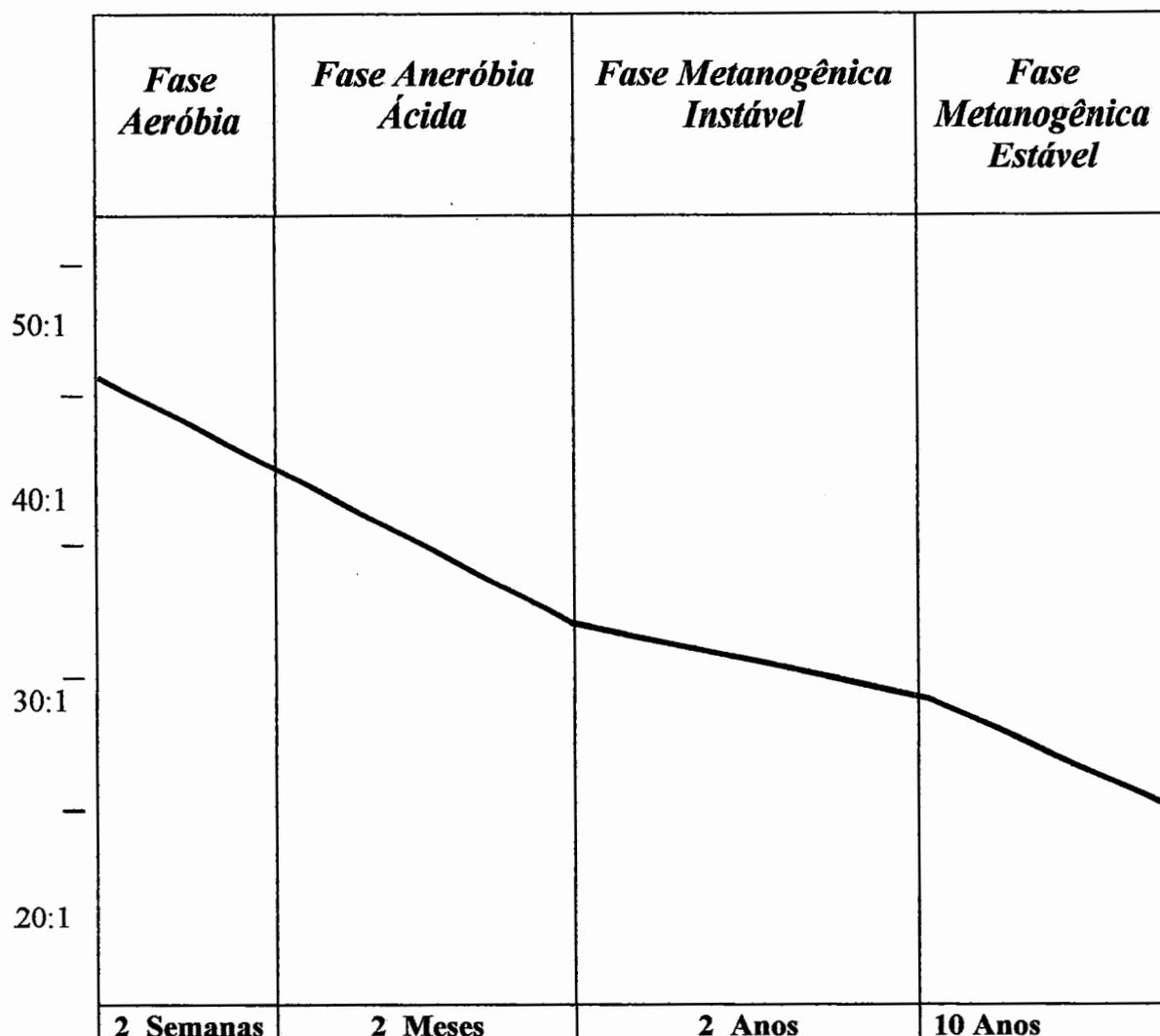


FIGURA 3.12. - Relação C:N em função do tempo de bioconversão da fração orgânica dos resíduos sólidos em aterro sanitário.
Fonte: Adaptado de LIMA (1988).

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos contém quantidade adequada de nutrientes tanto orgânicos como inorgânicos, necessários para realizar a bioconversão dos resíduos. Tratando-se de alguns resíduos comerciais, já foi identificada deficiência de nutrientes. Neste caso, é recomendada a adição de nutrientes em quantidades suficientes que atendam

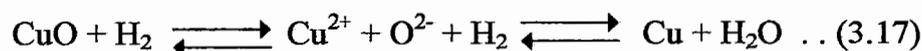
as exigências nutricionais dos microrganismos e subsequente bioestabilização dos resíduos (TCHOBANOGLOUS, 1993).

3.4.6. Potencial Redox - E_h

Os microrganismos obtêm energia química dos compostos orgânicos e inorgânicos, através de reações de oxidação e redução. A medida do potencial redox expressa a transferência de elétrons no processo de bioestabilização da matéria orgânica pelos microrganismos, tornando o meio oxidado ou reduzido.

As reações de oxidação - redução apresentam significativa importância nos processos biológicos de tratamento de esgoto.

No mecanismo de oxidação - redução, para cada substância oxidada, corresponde uma substância reduzida. Ex.:



Analisando-se a equação 3.17., constata-se que o íon Cu^{2+} é reduzido pelo H_2 a cobre metálico. Os outros íons formam H_2O . Neste meio não existem elétrons livres (REY, 1970).

O pH interfere diretamente na medida do potencial redox, uma vez que o decréscimo de uma unidade no valor do pH, aumentaria o potencial redox de 57,4 mV (BURROWS, 1977).

LIMA (1988), observou que na estabilização da fração orgânica biodegradável dos resíduos sólidos em aterro sanitário, o valor do potencial redox na fase aeróbia é de 200 mV, e a proporção que as reações se processam, o valor do potencial vai diminuindo, chegando a atingir valores de até -600 mV em média.

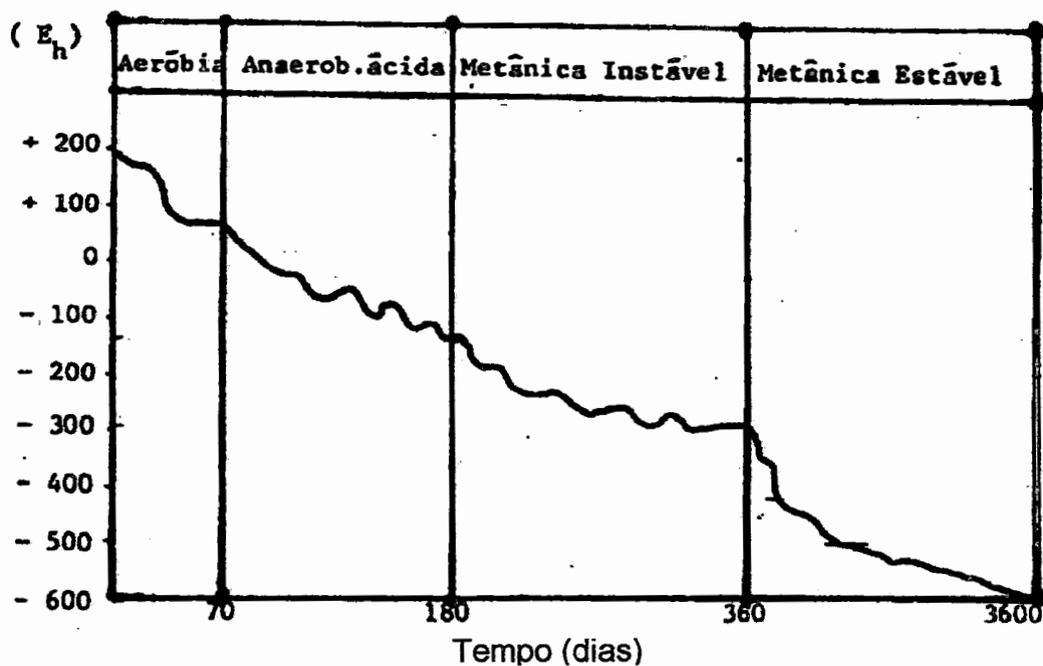


FIGURA 3.13. - Variação do potencial redox em função do tempo de disposição.

Fonte: LIMA (1988).

3.4.7. Inibição e Toxicidade

A toxicidade é o comportamento que apresenta certas substâncias de alterar ou até mesmo destruir as funções vitais dos microrganismos. A inibição refere-se também à alterações das funções vitais, só que com uma intensidade bem menor do que a da toxicidade.

Antes de ser examinado o comportamento das substâncias tóxicas no processo de digestão anaeróbia, deve ser levado em consideração:

- uma substância só é biologicamente tóxica quando se encontra em solução ;

- toxicidade é um termo relativo. Dependendo da concentração em que se encontra, uma mesma substância pode ser estimulante ou tóxica ;
- quando ocorre adequada aclimação dos microrganismos às substâncias tóxicas, estas podem se adaptar até um certo limite à concentração elevada destas substâncias ;
- existe ainda a possibilidade de ocorrência de antagonismo ou do sinergismo (SOUZA, 1982).

Na estabilização anaeróbia dos resíduos sólidos, as principais substâncias que apresentam efeito inibitório são: ácidos graxos voláteis, sulfatos e sulfetos, nitrogênio amoniacal e metais pesados.

3.4.7.1. Ácidos Graxos Voláteis

Os ácidos graxos voláteis, em virtude de apresentarem baixa constante de dissociação iônica, apresentam a possibilidade de migrarem para o interior das células dos microrganismos, alterando o pH interno (KOTZE et al., 1969).

Os ácidos voláteis, até concentrações de 6.000 a 8.000 mg / L, não são tóxicos ao processo de digestão anaeróbia, desde que o pH do meio seja mantido próximo da neutralidade (McCARTY, 1964).

Já existem constatações de que no meio ambiente dos aterros sanitários, dificilmente poder-se-á atingir níveis de concentrações de ácidos voláteis capazes de produzir efeitos inibitórios às bactérias metanogênicas (CHRISTENSEN, et al., 1991).

3.4.7.2. Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio é considerado essencial para a metanogênese. Nos resíduos, o nitrogênio é encontrado por nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico.

Nos processos anaeróbios, o nitrogênio amoniacal é o resultado da degradação de proteínas e uréia. Dependendo do pH do meio, pode ser encontrado na forma do íon amônio (NH_4^+) ou na forma do gás amoníaco (NH_3), sempre em equilíbrio.



O controle do pH reduz a toxicidade da amônia, pois mantém os níveis de amônia livre abaixo de 100 mg /L. Concentrações de amônia total variando de 1.500 a 3.000 mg /L mostraram-se inibitórias para valores de pH abaixo de 7,4 e acima de 3.000 mg /L tóxicas para qualquer nível de pH.

Verificou-se ainda que para microrganismos metanogênicos adaptados, foi tolerada uma concentração de amônia total de até 9.000 mg /L apresentando apenas um descréscimo na produção de metano (SANJOY et al., 1989).

3.4.7.3. Metais Pesados

POVINELLI (1987), constatou a presença de diferentes opiniões entre vários pesquisadores sobre a questão conceitual de metal pesado. Cita que a melhor elaboração conceitual seria a de STOCKER & SEAGER que denominou de metal pesado como sendo aqueles 84 elementos (dos 108 conhecidos na época) com massa específica superior a 5 g. cm^{-3} .

Para A. KOUZELI et al. (1984) a presença significativa de metais pesados em esgoto é a proveniente do setor industrial, comercial e doméstico. Os metais pesados podem ser separados em duas categorias:

- fonte não específica → compreende o lançamento de efluentes de pequenas indústrias, esgoto sanitário, águas superficiais e subterrâneas ;
- fonte específica → indústrias com altas concentrações de metais pesados em seus efluentes.

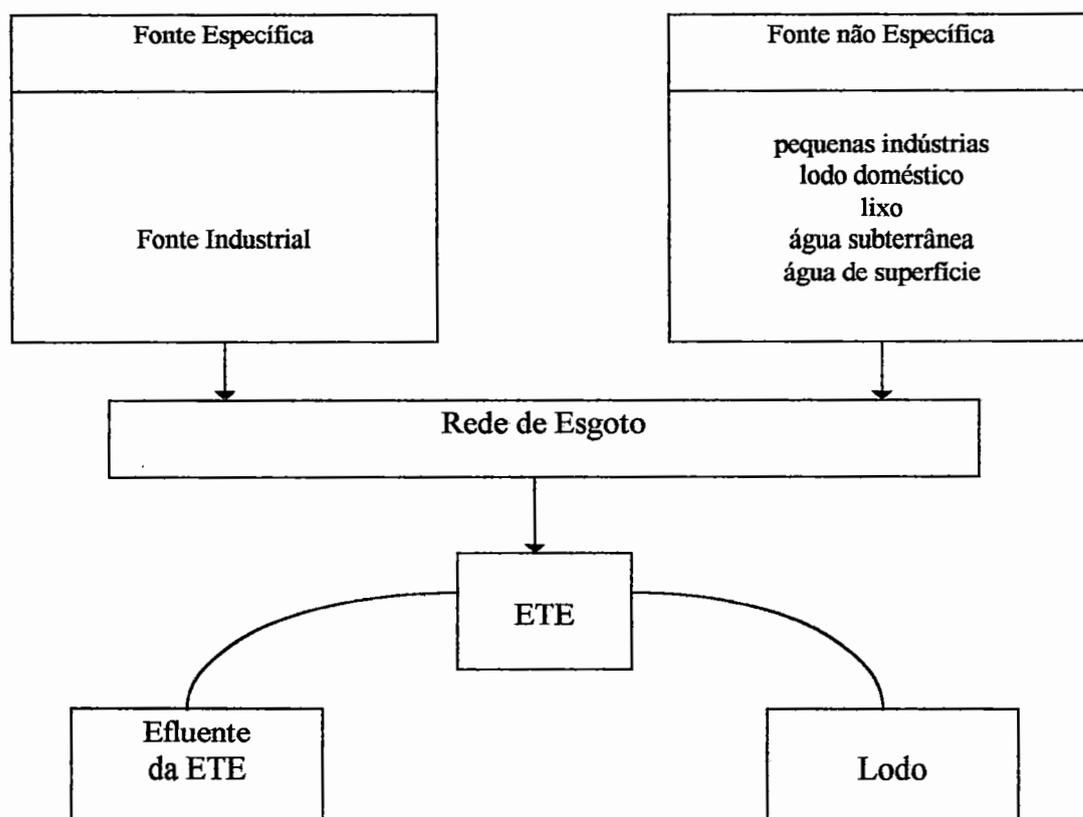


FIGURA 3.14. - Fontes de metais pesados.

Fonte: A. KOUZELI et al. (1984).

Em trabalhos realizados por HAYES et al. (1978) apud KOUZELI et al. (1984), foi determinada a distribuição de metais pesados em digestores de bancada tratando esgoto sanitário. Ficou provado que:

- na fração extracelular, foram identificados os metais Cr, Cu, Zn, Pb, Cd e Ni, com concentrações inferiores a 1% ;
- a maior parte dos metais pesados encontram-se distribuídos nas frações intracelulares e precipitado no lodo, conforme a Tabela 3.11 (KOUZELI et al., 1984).

TABELA 3.11. - Distribuição quantitativa de metais pesados na digestão anaeróbia de lodo.

Metal	precipitado (%)	intracelular (%)	solúvel (%)	extracelular (%)	não identificado (%)
Cr _{III}	39	52	-	-	9
Cu	66	27	-	-	7
Pb	64	29	-	-	7
Cd	68	28	-	-	4
Zn	68	17	-	-	15
Ni	71	19	3	-	7

Fonte: KOUZELI et al. (1984)

Segundo MOSEY (1971), o efeito da mistura de metais pesados na digestão anaeróbia é fundamentada por:

- agentes neutralizantes, isto é, sulfetos ou componentes orgânicos de sólidos de lodo que provavelmente reagem

estequiometricamente com todos os metais presentes no lodo, com exceção do cromo ;

- a disponibilidade da digestão para tolerar metais pesados é diretamente proporcional a concentração de sólidos secos.

3.4.8. Inóculo

Não existe ainda a definição de uma relação ótima de percentagem de inóculo a ser adicionado à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para a aceleração do processo de digestão anaeróbia.

Diversas tentativas de digestão de lixo com lodo de esgoto sanitário em digestores industriais de tratamento de lodo foram realizados (CRAVEIRO, 1982).

Segundo CRAVEIRO (1982), o Institute of Gas Technology, Chicago, EUA, desenvolveu durante longo período de tempo, estudo de um sistema integrado de tratamento de lixo e lodo. Os estudos foram realizados utilizando-se 80% de lixo mais 20% de lodo em base seca. A carga orgânica aplicada variou de 1,14 a 2,27 g SV .L⁻¹ × dia⁻¹, com tempo de operação de 12 a 21 dias e faixas de temperaturas mesofílicas e termofílicas.

PFEFFER (1974), trabalhando com proporção de 97% de lixo mais 3% de lodo, adicionando ainda nitrogênio e fósforo, observou que o sistema apresentou melhor desempenho na faixa de temperatura termofílica.

CRAVEIRO (1982) verificou que a eficiência de produção de gás é tanto maior quanto maior for a percentagem de lodo adicionado ao substrato. As percentagens de 5% e 10% de lodo, são suficientes para manter a eficiência a valores elevados, muito próximos dos obtidos quando se utiliza 20% de lodo.

GLAUSER et al. (1987), pesquisaram o tratamento anaeróbio de alta concentração de sólidos da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos

mais lodo de esgoto sanitário. A adição de lodo era realizada até o substrato atingir 55% de umidade. Os resultados obtidos, demonstram que a adição de lodo contribuiu significativamente para a estabilização do processo.

A adição de lodo sanitário à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos a serem tratados anaerobiamente, contribui para o equilíbrio da relação carbono : nitrogênio e acelera o processo de bioestabilização da matéria orgânica. O processo fornece ainda produto bioestabilizado de boa aplicação agrícola, uma vez que incorpora nutrientes nitrogenados ao solo (GOMES, 1981).

3.5. Taxa dos Processos Anaeróbios

A taxa dos processos anaeróbios, no geral, depende de condições ambientais e de fatores cinéticos e sua conversão microbiológica é freqüentemente expressa tomando como base a equação de MONOD.

A equação de MONOD fornece a relação existente entre a concentração limitante de substrato e a atual taxa de crescimento de microrganismos, através da expressão:

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \dots \dots \dots (3.19)$$

onde:

μ = taxa específica atual de crescimento de microrganismos (dia^{-1})

$\mu_{m\acute{a}x}$ = taxa específica de crescimento máximo de microrganismos(dia^{-1})

K_S = constante de saturação

S = concentração do substrato ($\text{mg} \times \text{L}^{-3}$)

A equação de MONOD é largamente utilizada em estudos de digestão anaeróbia, apresentando resultados satisfatórios e somente é válida

para sistemas tratando substratos solúveis, tais como: glicose e ácidos graxos voláteis (TEN BRUMMELER, 1993).

Tratando-se de substrato com material na forma particulada (FERGUNSON et al., 1981 apud TEN BRUMMELER, 1993) sugere que a equação que melhor representa a remoção de substrato obedece a cinética de 1.^a ordem do tipo:

$$\rho = \frac{dS}{dt} = -kS \dots\dots\dots (3.20)$$

onde:

$$\frac{dS}{dt} = \text{taxa de utilização de substrato (g} \times \text{dia}^{-1}\text{)}$$

k = constante de 1.^a ordem

S = concentração do substrato, (g x L⁻¹).

A taxa de hidrólise poderá depender do tipo de substrato, do pH, da temperatura e ainda presumivelmente da presença de compostos inibitórios (GUJER & ZEHNDER, 1983).

PFEFFER (1974), tratando anaerobiamente resíduos sólidos urbanos verificou que a etapa limitante do processo é a hidrólise do material particulado.

Tratando-se de resíduo sólido urbano, constituído basicamente de duas frações de material particulado, a equação 3.21 descreve a taxa de remoção de substratos.

$$\rho = \frac{dS}{dt} = \frac{dS_1}{dt} + \frac{dS_2}{dt} = -(K_1S_1 + K_2S_2) \dots\dots\dots (3.21)$$

Quando a concentração do substrato estiver sendo representada por sólidos voláteis, a equação 3.21 pode ser escrita da seguinte maneira:

$$\rho = \frac{dS}{dt} = -(K_1VS_1 + K_2VS_2) \dots\dots\dots (3.22)$$

onde:

k_1 e k_2 referem-se às constantes de 1.^a ordem para os compostos 1 e 2, respectivamente.

Na prática, a concentração de sólidos voláteis pode ser determinada indiretamente pela medida da produção de metano (TEN BRUMMELER, 1993). Estima-se a quantidade de sólidos voláteis degradada durante o processo de digestão, com base na equação 3.23.

$$g = \frac{dSV}{dt} = - (kSV) \dots \dots \dots (3.23)$$

onde:

$$\frac{dSV}{dt} = \text{taxa de utilização de sólidos voláteis (g.dia}^{-1}\text{)}$$

Integrando-se a equação 3.23, obtém-se a equação 3.24.

$$SV_f = SV_i \cdot e^{-kt} \dots \dots \dots (3.24)$$

onde:

SV_f = concentração de sólidos voláteis final (mg.L^{-3})

SV_i = concentração de sólidos voláteis inicial (mg.L^{-3})

k = constante de 1.^a ordem

t = tempo (dia)

De acordo com a literatura citada, pode-se concluir que:

- para resíduos sólidos urbanos, a hidrólise anaeróbia e a digestão anaeróbia seguem o modelo da cinética de degradação de 1.^a ordem ;

- que compostos constituídos de açúcares e aminoácidos são inicialmente convertidos para hidrogênio e ácidos graxos voláteis ;
- que o material particulado, constituído de compostos de celulose, são degradados lentamente (TEN BRUMMELER, 1993).

3.6. Pontencial Energético dos Resíduos Sólidos

Estima-se que o potencial energético do lixo e do lodo de esgoto sanitário, resíduo animal e de colheita nos EUA, quando tratados anaerobiamente, poderia render 20% do gás consumido (KROEKER, 1979).

Em trabalhos realizados em Broni - Itália, onde foi operado um reator com 20.000 m³, tratando anaerobiamente resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário, o rendimento de biogás foi de 0,65 m³ .kg⁻¹ SV degradado para um tempo de retenção de sólidos de 15 dias (CECCHI, 1990).

STENSTRON et al. (1983), verificaram que aplicando-se tratamento aneróbio à fração orgânica dos resíduos urbanos mais lodo primário, o sistema produziu biogás contendo de 55 a 60% de CH₄ à taxa de aproximadamente 0,50 a 0,56 m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis aplicado. Observou ainda, que a concentração de sólidos voláteis alimentados foi o parâmetro mais significativo que afetou a taxa de produção de biogás.

CRAVEIRO (1982) constatou que o potencial energético do lixo mais lodo primário tratado anaerobiamente chega a substituir em cerca de 40% o gás normalmente utilizado para cocção em base percapita. Em trabalhos realizados pelo mesmo autor, tratando anaerobiamente a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em reatores de mistura completa em escala de laboratório, o rendimento energético foi de 0,3 a 0,5 litros de biogás por grama de sólidos voláteis adicionados, com 60% de CH₄.

Em termos quantitativos, o potencial energético do biogás produzido pela fração orgânica dos resíduos sólidos, poderá ser avaliada tomando-se como base 1 m³ de biogás com 60% de CH₄, que equivale a 0,62 L de gasolina, 0,58 L de querosene, 0,56 L de óleo diesel, 0,48 kg de GLP, 0,70 kg de carvão vegetal ou 1 m³ de gás encanado.

Tomando-se como referência a cidade de São Paulo, que no ano de 1988 produziu 3,46 . 10⁶ toneladas de resíduos sólidos urbanos, quando tratados anaerobiamente produziria o equivalente à 140 milhões de m³ de gás CH₄, 240 milhões de m³ de gás encanado ou 98 milhões de kg de GLP (GOMES et al., 1991).

Diversos países dos continentes africano, asiático e europeu tem aplicado o tratamento anaeróbio à fração orgânica dos resíduos sólidos e obtido promissores resultados. Na Dinamarca, por exemplo, a aplicação dos processos anaeróbios tem sido de capital importância para o tratamento dos resíduos industriais, agrícolas e a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Na Dinamarca, na década de 80, foram criadas as CBFs (Cooperativas de Instalações de Biogás). Estas cooperativas recebem os esterco das fazendas, submetem ao processo de digestão anaeróbia, e o biogás produzido é distribuído nos distritos ou vilas em forma de energia (SKAJAA et al., 1991).

O CH₄ é um hidrocarboneto de bom poder calorífico. Apresenta poder calorífico superior de 13.500 k cal / kg. É um excelente combustível, podendo substituir o GLP na modalidade a 15 atmosferas, resolvendo um grande problema de suprimento de energia do país. O CH₄ pode ainda substituir o óleo combustível nas caldeiras das indústrias (GOMES, 1981).

Os resíduos sólidos urbanos constituem-se em uma matéria-prima normalmente desperdiçada, que poderia ser explorada pelo seu conteúdo energético. Para uso comercial, esta fonte de energia deve ser produzida com

um custo competitivo com os combustíveis fósseis, para que ela possa suplementá-los ou substituí-los (HITTE, 1976).

3.7. Bactérias Produtoras de Metano

Nos processos anaeróbios ou nos sistemas de biodigestão anaeróbia, a degradação da matéria orgânica envolve atuação de microrganismos procariontes anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies pertencem ao grupo de bactérias hidrolíticas-fermentativas, acetogênicas e produtoras de hidrogênio e metanogênicas (VAZOLLER, 1995).

As espécies de bactérias anaeróbias presentes nos tratamentos de rejeitos por digestão anaeróbia são apresentadas na Tabela 3.12.

TABELA 3.12. - Espécies de bactérias anaeróbias no processo de biodigestão anaeróbia.

Etapas do Processo Anaeróbio	Espécies Bacterianas
Hidrólise e acidogênese	<i>Clostrídios, Acetivibrio Cellulolyticus, Bacteroides succinogenes, Butyrivibrio fibrisolvens, Eubacterium cellulosolvens, Bacillus sp, Selenomonas sp, Megasphaera sp, Lachnospira multiparus, Peptococcus anaerobicus, Bifidobacterium sp, Staphylococcus sp</i>
Acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinii, S. wolfei, Syntrophus buswellii, Clostridium bryantii, Acetobacterium woddii, várias espécies de bactérias redutoras de íon sulfato - Desulfovribrio sp, Desulvotomaculum sp</i>
Metanogênese acetoclástica	<i>Methanosarcina sp e Methanotherix sp</i>
Metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp, Methanobrevibacter sp, Methanospirillum sp</i>

Fonte: ZEHNDER (1988) apud VAZOLLER (1995).

BRYANT (1974), foi quem primeiro classificou as bactérias metanogênicas definindo a família *Methanobacteriaceae* constituída por três gêneros : *Methanobacterium*, *Methanosarcina* e *Methanococcus*.

As bactérias metanogênicas estão classificadas no reino Archaeobacteria e diferem do Reino Eubactéria em seus aspectos metabólicos e nutricionais (OREMLAND, 1988).

As bactérias metanogênicas são filogeneticamente consideradas como o mais primitivo grupo de microrganismos vivos presentes na terra. São consideradas como anaeróbias estritas e utilizam somente alguns tipos de substratos. Se desenvolvem favoravelmente em meio reduzido com potencial redox em torno de $\pm 300\text{mV}$ (BRYANT, 1981 apud VAZOLLER, 1990).

As metanobactérias crescem em ambientes com temperatura mesófila (15 a 45°C) e temperatura termófila (55 a 65°C). O intervalo de pH para a produção de metano, situa-se na faixa de 6,8 a 7,2.

Apresentam necessidades simples de nutrientes e a maioria das espécies requer apenas sais minerais, CO₂, amônia e sulfeto.

As metanobactérias apresentam três coenzimas específicas, não encontradas em nenhum outro organismo, as coenzimas são:

- coenzima 420 ou F420 responsável pela transferência de elétrons. É através desta coenzima que as células metanogênicas fluorescem na presença de luz ultra-violeta.
- coenzima M, responsável pelas reações de transferência do radical metil.
- fator B: coenzima sensível ao O₂, estável ao calor e que participa na formação de metano a partir da metil coenzima M. Outra particularidade das bactérias metanogênicas é a de não apresentar ácido murâmico na parede celular. (CRAVEIRO, 1982).

A camada espessa de polissacarídeos na parede celular, bem como a organização das células do gênero *Methanosarcina sp*, foram reveladas com o uso da microscopia eletrônica de varredura. A microscopia eletrônica de varredura apresenta um elevado grau de precisão na definição dos tipos morfológicos bacterianos no lodo (DOLFING et al., 1986 apud VAZOLLER, 1995).

As principais características das espécies do gênero *Methanosarcina* são:

- *Methanosarcina sp*, são constituídas por grandes células esféricas, com diâmetro variando de 1,5 a 2,5 μm . Geralmente ocorrem em pacotes regulares. O metabolismo energético envolve formação de metano, utilizando como substrato o acetato. Outros substratos ainda utilizados são: metanol, CO e butirato. O H_2 também pode ser utilizado na redução do metanol. Geralmente são encontradas em água de pântano, em lodos e em digestores de lodo.
- *Methanosarcina barkeri*, são constituídas por células esféricas com diâmetro variando de 1,5 a 2,0 μm . Estrutura-se em pacotes, formando larga massa bacteriana (BRYANT, 1989).

O primeiro trabalho que enfoca a microbiologia em aterro sanitário foi realizado por Eliassen (1942). Ele estudou vários aterros em Nova York e relatou que os resíduos orgânicos eram decompostos biologicamente através de microrganismos presentes na massa do lixo. Para comprovar esta afirmação, o autor realizou contagens de bactérias aeróbias. Os números obtidos variaram entre 3×10^1 a 4×10^4 bactéria aeróbia por grama de peso seco de resíduo. Como conclusão, foi verificado que ocorria uma diminuição desses microrganismos em função da menor disponibilidade de matéria orgânica, (VILAS BÔAS, 1990).

BO et al. (1980), estudaram o comportamento de vários grupos fisiológicos de microrganismos durante a digestão de resíduo sólido urbano. O estudo foi realizado num reator com 25% de lixo seco adicionado de 75% de lodo fermentado. Esse reator foi inicialmente aeróbio por 08 dias e em seqüência selado para promover a digestão anaeróbia. A Figura 3.15., mostra o comportamento dos vários grupos microbianos. Verifica-se que ocorreu uma diminuição do número de bactérias dos diversos grupos ao longo do processo. Entretanto, a população de bactérias metanogênicas se manteve constante e estável e as bactérias anaeróbias celulóticas aumentaram (VILLAS BÔAS, 1990).

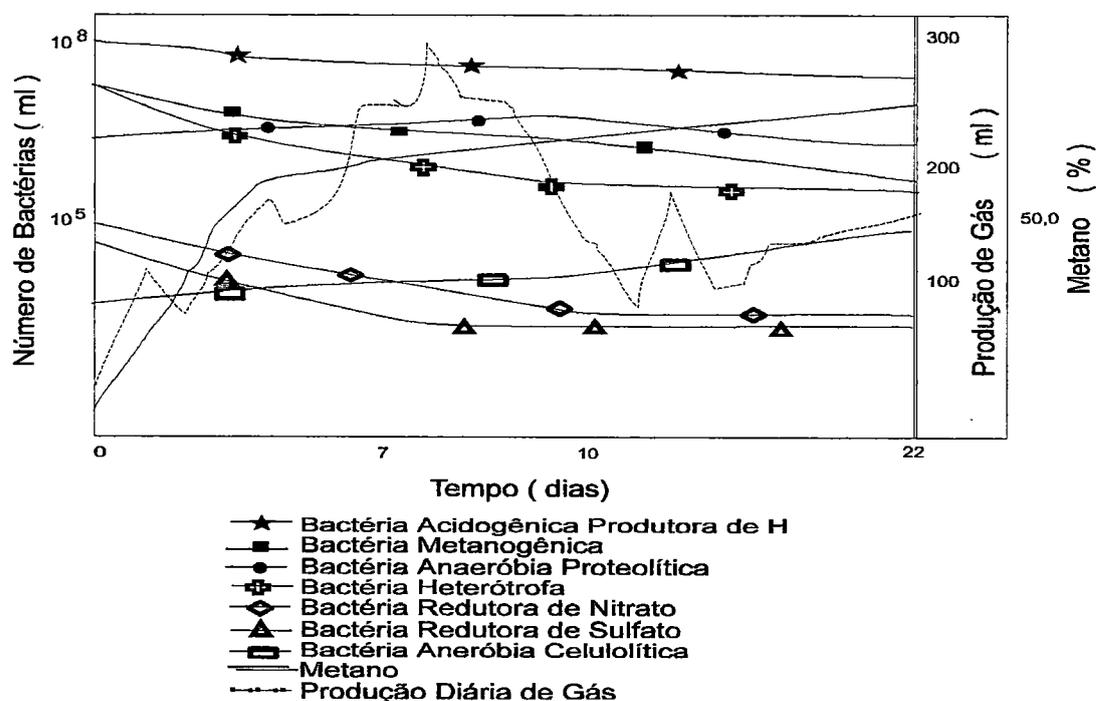


FIGURA 3.15. - Relação entre o número de vários grupos de microrganismos e a variação da produção de gás e o conteúdo de metano.

Fonte: BO et al. (1988) apud VILLAS BÔAS (1990).

4. METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido utilizando-se como substrato a ser tratado a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário. O trabalho experimental compreendeu três etapas sequenciais, assim distribuídas:

1.^a Etapa: Foi realizada em 04 reatores de 0,42 L de capacidade unitária, e objetivava fornecer as primeiras informações sobre o comportamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto industrial tratados anaerobiamente. É uma etapa de ajustamento de parâmetros operacionais.

TABELA 4.1. - Discriminação dos parâmetros operacionais dos reatores - 1.^a etapa.

Parâmetros	Substrato		massa da FORSU (g)	massa de lodo (g)	volume do lodo (ml)	massa total (g)	γ (kg*.m ⁻³)	TU (%)	t (dias)
	FORSU (%)	Lodo (%)							
A ₁	100,0	0,0	228,6	0,0	0,0	228,6	914,4	64,8	315
B ₁	90,0	10,0	205,7	22,9	21,9	228,6	914,4	70,2	315
C ₁	80,0	20,0	182,8	45,7	43,7	228,5	914,0	71,7	315
D ₁	54,1	45,9	123,6	104,9	100,0	228,5	914,0	83,9	315

FORSU = fração orgânica de resíduos sólidos urbanos

γ = peso específico da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substato.

TU = teor de umidade da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substato.

2.^a Etapa: Foi realizada em 04 reatores de 1,18 L de capacidade unitária. Os reatores foram alimentados com substrato apresentando as mesmas características físico-químicas da etapa anterior e submetidos às mesmas condições operacionais.

TABELA 4.2. - Discriminação dos parâmetros operacionais dos reatores - 2.^a etapa.

Parâmetros Reator	Substrato		massa da FORSU (g)	massa de lodo (g)	volume do lodo (ml)	massa total (g)	γ (kg*.m ⁻³)	TU (%)	t (dias)
	FORSU (%)	Lodo (%)							
A ₂	100,0	0,0	639,8	0,0	0,0	639,8	913,8	64,8	315
B ₂	90,0	10,0	575,8	63,9	61,2	639,7	913,8	70,2	315
C ₂	80,0	20,0	511,7	127,9	122,0	639,7	913,8	71,7	315
D ₂	54,1	45,9	346,1	293,6	280,0	639,7	913,8	83,9	315

FORSU = fração orgânica de resíduos sólidos urbanos

γ = peso específico da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substrato.

TU = teor de umidade da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substrato.

3.^a Etapa: Foi realizada em 05 reatores de 50 L de capacidade unitária. Foram alimentados com substrato apresentando semelhantes características físico-químicas em relação as etapas anteriores, e as condições operacionais foram ajustadas de tal forma que não ocorressem diferenças significativas em relação às duas primeiras etapas.

TABELA 4.3. - Discriminação dos parâmetros operacionais dos reatores - 3.^a etapa.

Parâmetros	Substrato		massa da FORSU (kg)	massa de lodo (kg)	volume do lodo (ml)	massa total (kg)	γ (kg*.m ⁻³)	TU (%)	t (dias)
	FORSU (%)	Lodo (%)							
Reator A ₃	100,0	0,0	32,0	0,0	0,0	32,0	914,3	70,3	645
B ₃	90,8	9,2	28,5	2,8	3,2	31,3	894,3	70,6	645
C ₃	81,7	18,3	25,6	5,7	6,4	31,3	894,3	70,6	570
D ₃	56,8	43,2	17,3	13,2	14,6	30,5	871,4	70,7	570
E ₃	0,0	100,0	0,0	30,0	30,0	30,0	1000,0	91,8	270

FORSU = fração orgânica de resíduos sólidos urbanos

γ = peso específico da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substrato.

TU = teor de umidade da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substrato.

4.1. Resíduos Sólidos

4.1.1. Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos - FORSU

O trabalho de pesquisa realizou-se na Escola de Engenharia de São Carlos - USP, no Departamento de Hidráulica e Saneamento, nas dependências do Laboratório de Processos Anaeróbios.

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos utilizada neste trabalho foi proveniente da usina de compostagem de resíduos sólidos urbanos da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), localizada na cidade de Novo Horizonte, Estado de São Paulo - Brasil.

Este material foi transportado para o local da pesquisa em tambores de 100 kg de capacidade.

No laboratório, o material passou pelas seguintes operações físico-químicas: espalhamento, separação dos inertes, trituração, ajuste da umidade, correção do pH, determinação do carbono total, nitrogênio total, DQO e metais pesados, determinação da capacidade de campo e acondicionamento em sacos plásticos.

4.1.2. Lodo

O lodo utilizado como inóculo neste trabalho, originou-se do processo de lodos ativados da estação de tratamento de efluentes da Indústria John Faber, localizada no distrito industrial da cidade de São Carlos (SP).

Na estação de tratamento são lançados os efluentes industriais e sanitários. Os efluentes industriais provêm das atividades industriais de processamento, lavagem de equipamentos e máquinas e lavagem de piso. Estes efluentes adquirem características próprias em função do processo desenvolvido, enquanto os efluentes sanitários são constituídos basicamente de urina, fezes, papel e restos de comida.

As peculiaridades básicas do lodo, estão associados a uma presença significativa de óleo e de material de difícil biodegradação.

O lodo coletado era transportado até o local da pesquisa em depósitos hermeticamente fechados com capacidade unitária de 50 L. Nos próprios depósitos foram realizadas as operações de sedimentação do lodo. No laboratório foram realizadas as seguintes operações físico-químicas: ajuste da umidade, determinação do pH, sólidos totais voláteis, carbono orgânico total, demanda química de oxigênio, metais pesados, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e o teste de biodegradabilidade.

O lodo quando utilizado na preparação do substrato, estava com 8% de sólidos totais e pH em torno de 7,5.

4.1.3. Substrato

O substrato aqui denominado, é o resultado da mistura da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da Usina de Compostagem de Novo Horizonte mais o lodo da estação de tratamento de efluentes da indústria John Faber. As quantidades de resíduo sólido urbano mais lodo que formaram o substrato para alimentação dos reatores, estão todos especificadas nas Tabelas 4.1., 4.2., 4.3. Os reatores foram alimentados separadamente com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e substrato caracterizados e homogêneos. Da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substrato resultante da alimentação de cada reator, coletou-se uma amostra representativa para posterior análise.

4.2. Reatores utilizados

Para a primeira etapa do trabalho experimental utilizou-se frascos de soro, de formato cilíndrico e tampa rosqueável, com volume total unitário de 0,42 L, com o objetivo de se ter o primeiro contato com o resíduo.

Nesta etapa foram utilizados 04 reatores. A Figura 4.1. mostra os frascos de soro utilizados.



FIGURA 4.1. - Foto dos frascos de soro utilizados como reatores na 1.^a etapa do trabalho.

Na segunda etapa, ocorreram alterações apenas nas capacidades dos reatores em relação à etapa anterior. Foram utilizados quatro reatores de volume total unitário de 1,18 L e volume útil para esta etapa do trabalho de 0,70 L cada.

A realização da 1.^a e 2.^a etapas do trabalho objetivou a determinação de parâmetros operacionais que viabilizasse o monitoramento de reatores de maiores escalas tratando anaerobiamente a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculadas com lodo de esgoto sanitário.

A Figura 4.2. mostra a representação esquemática dos reatores.



FIGURA 4.2. - Foto dos frascos de soro utilizados como reatores na 2.^a etapa do trabalho.

Para a terceira etapa deste trabalho foram construídos cinco reatores. Os reatores são adaptações feitas aos recipientes de plásticos rígido de 50 L de capacidade unitária, de forma cilíndrica e tampa rosqueável. As adaptações foram feitas com o intuito de possibilitar a coleta do percolado e do biogás produzidos, a medida da temperatura, e a recirculação de água. De maneira geral, para cada reator foi providenciado.

- torneira para coleta de percolado instalada a 5 cm acima da base inferior do recipiente. Para a coleta de percolado, foi construído um meio filtrante com 9 cm de altura, constando de areia com diferentes granulometrias, com o objetivo de reter o material grosseiro em suspensão, evitando o bloqueio da saída do percolado (ponto 3) ;

- instalação de termopar para medida da temperatura interna do reator (ponto interno) ;
- ponto de coleta de biogás (ponto 2) ;
- dispositivo para recirculação de água (ponto interno) ;
- dreno coletor de biogás (ponto interno) ;
- distribuidor de água adicionada ao reator (ponto 1) ;
- registrador de biogás produzido (ponto 4).

Na Figura 4.3. os pontos enumerados com a referência interno relacionam-se a dispositivos de instalação interna no reator.

A Figura 4.3. mostra os reatores utilizados para a realização da terceira etapa do trabalho experimental.



FIGURA 4.3. - Representação esquemática dos reatores da 3.^a etapa.

4.3. Carregamento dos Reatores

O carregamento dos reatores foi realizado após a determinação da umidade, pH, carbono total, nitrogênio total e DQO do substrato, da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do lodo.

Realizou-se a determinação do volume útil de cada reator e do peso da massa adicionada, objetivando-se determinar o peso específico da carga de cada reator.

Terminado o carregamento, todos os reatores foram lacrados, para se evitar uma possível infiltração de ar para o interior dos reatores.

4.4. Monitoramento

Todos os reatores em todas etapas foram operados em forma de batelada.

O monitoramento teve por base o controle e análise do massa aplicada, efluente e acumulada em cada reator. A temperatura interna dos reatores e a temperatura ambiente receberam monitoramento periódico.

Saliente-se que a massa aplicada refere-se à massa total alimentada ao reator, enquanto que a massa efluente está relacionada com a massa presente no percolado produzido pelo processo de bioestabilização da matéria orgânica. A massa acumulada compreende a massa bioestabilizada ou parcialmente bioestabilizada após o período de operação dos reatores.

Neste trabalho, a parte analítica foi aplicada às três frações: sólida, líquida e gasosa. As análises foram realizadas utilizando-se os métodos preconizados pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 18.^a ed. Washington, APHA-AWWA-WPCF, (1992).

4.4.1. Análises e Exame da Fração Sólida

Foi realizada no carregamento e descarregamento dos reatores.

Nesta fração determinou-se:

- potencial hidrogeniônico - pH, com prévia preparação da amostra, seguido do emprego do método eletrométrico ;
- demanda química de oxigênio - DQO, com preparação prévia da amostra, seguido do emprego do método de refluxo com dicromato de potássio ;
- sólidos totais e suas frações: secagem a 105°C e calcinação a 550°C ;
- metais pesados (Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Co e Cr): espectrofotometria de absorção atômica ;
- nitrogênio total Kjeldahl: macro Kjeldahl ;
- nitrogênio amoniacal: macro Kjeldahl.

4.4.2. Análises e Exame da Fração Líquida

Somente os reatores da 3.^a etapa deste trabalho passaram pelo controle periódico e caracterização do percolado produzido.

O monitoramento do percolado, teve por base a análise dos seguintes parâmetros:

- potencial redox - E_h : método eletrométrico ;
- condutividade : método eletrométrico ;
- sólidos totais e sua frações: secagem a 105°C e calcinação a 550°C ;

- alcalinidade total: titulação potenciométrica ;
- ácidos graxos voláteis: titulação potenciométrica ;
- nitrogênio total Kjeldahl: macro Kjeldahl ;
- nitrogênio amoniacal: macro Kjeldahl ;
- demanda química de oxigênio - DQO - refluxo com dicromato.

As amostras líquidas (percolado) foram coletadas e analisadas com frequência quinzenal.

Para cada volume de percolado produzido e retirado para análise em cada reator, foi adicionado igual volume de água para a manutenção da umidade constante na massa em estado de bioestabilização de cada reator.

4.4.3. Análises e Exame da Fração Gasosa

Para os reatores das 1.^a e 2.^a etapas, as medidas do biogás produzido foram feitas com frequência semanal e o instrumento empregado para tal é o manômetro de coluna de mercúrio.

Para os reatores da terceira etapa, a medida da produção de biogás foi realizada diariamente. O método empregado é o do deslocamento de volume de líquido, que apesar de não apresentar resultados de grande precisão, se bem controlados, fornecem resultados confiáveis. A composição do biogás dos reatores das 1.^a e 2.^a etapas foi determinada semanalmente e os da 3.^a etapa quinzenalmente. Esta análise foi realizada em cromatógrafo a gás da marca Gow-Mac, com detetor de condutividade térmica (Série 150). A coluna utilizada foi Porapak-T (Comprimento de 2 metros e diâmetro interno de 0,25 polegadas).

4.4.4. Medida da Temperatura

A temperatura no interior dos reatores da 3.^a etapa foi medida através de aparelho analógico com termopar como sensor. Os termopares ou termoelementos foram construídos basicamente de dois fios metálicos, sendo um de cobre e outro de cobre-constantan. Os fios foram enrolados e protegidos com um envoltório de plástico. Uma extremidade foi ligada ao aparelho, através de pente e chave seletora e a outra extremidade preparada e colocada na massa do substrato a uma profundidade média de 15 cm.

A temperatura ambiente foi monitorada com termômetros de haste de mercúrio.

4.4.5. Descarregamento dos Reatores

Os critérios estabelecidos para a definição do tempo de operação de cada reator, tiveram por base:

- massa de DQO aplicada, refere-se a massa total de DQO presente na massa de resíduo "in natura" alimentada a cada reator ;
- massa de DQO efluente, refere-se a massa total de DQO lançada pelos líquidos percolados produzidos pelo processo de bioestabilização da matéria orgânica ;
- volume de metano produzido acumulado, compreende o volume total de gás CH₄ presente no biogás produzido durante todo o período de operação dos reatores. Conhecendo-se o volume de metano produzido, foi possível estimar teoricamente a massa de DQO transformada através da relação $0,35 \text{ L CH}_4 \times \text{g}^{-1} \text{ DQO}$.

Quantificando-se estes parâmetros e aplicando-se a lei da conservação da massa, determinou-se a massa de DQO remanescente de cada reator.

A operação de descarregamento teve início pela drenagem do percolado acumulado. Em seguida foi realizada a abertura dos reatores e retirado criteriosamente todo o material. Do material bioestabilizado descarregado e da fração do material do leito filtrante de cada reator, foram escolhidas amostras representativas para análise físico-química e exame microscópico.

4.4.6. Análises e Exame do Material Bioestabilizado

No material bioestabilizado, foram determinadas as concentrações referentes aos parâmetros: pH, sólidos totais voláteis, DQO, nitrogênio total e metais pesados. Nestas determinações foram utilizados os mesmos métodos empregados na análise da fração sólida, descrita anteriormente.

4.4.7. Exame Microscópico

Foram realizados exames de microscopia eletrônica de varredura e microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase.

Os exames foram realizados em amostras coletadas na massa bioestabilizada e no material do leito filtrante, logo após o descarregamento dos reatores.

A microscopia eletrônica de varredura foi realizada no microscópio eletrônico de varredura marca Jeol, Modelo JSM 25 SII, instalado no Campus da FCAV / UNESP, Jaboticabal -SP enquanto os exames de

microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase, foram realizadas no Microscópio Olympus BHT (Ocular 10, objetiva 100 e zoom 1,25), instalado no laboratório de Microbiologia do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia Sanitária de São Carlos-SP.

Os exames foram realizados concomitantemente em todas as amostras.

Os procedimentos básicos empregados nas amostras para o exame de microscopia eletrônica de varredura, foram: limpeza, fixação, desidratação, montagem, metalização e leitura das amostras.

O exame foi realizado, utilizando-se os métodos preconizados por SANTOS (1992) em: Microbiologia Eletrônica de Varredura Aplicada as Ciências Biológicas, FCAV / UNESP / Jaboticabal, 1992.

Para os exames de microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase, foram adotados os seguintes procedimentos: diluição, fixação e leitura das amostras.

4.4.8. Potencial Metanogênico

A avaliação do potencial metanogênico foi realizada no lodo sanitário utilizado como inóculo e na última fração dos líquidos percolados coletados dos reatores A₃ e C₃.

Os procedimentos básicos adotados para o lodo foram:

- coleta da amostra ;
- colocou-se 350 ml da amostra em frascos de soro de formato cilíndrico e tampa rosqueável, com volume total unitário de 450 ml ;
- saturou-se a atmosfera dos frascos com nitrogênio gasoso ;

- submeteu-se os frascos (em número de três) a temperatura de $\pm 40^{\circ}\text{C}$.
- o monitoramento do biogás produzido foi realizado com diferentes freqüências. De início, realizou-se coletas e análises cromatográficas de duas em duas horas. Entre, o 1^o e 5^o dia, as coletas e análises foram realizadas de seis em seis horas. Após o 5^o dia de operação, as coletas e análises foram realizadas com freqüência diária, até ser alcançado o pico máximo de metano no biogás. Continuou-se monitorando o sistema até os 45 dias de operação, onde foi verificado decréscimo da percentagem de metano no biogás.

Para o percolado foram procedidos:

- coleta da amostra, antes do descarregamento dos reatores ;
- colocou-se 350 ml da amostra em frasco de soro, de formato cilíndrico e tampa rosqueável, com volume total unitário de 450 ml.
- submeteu-se os frascos, as mesmas condições operacionais dos reatores da 3.^a etapa.
- realizou-se diariamente a coleta e análise cromatográfica do biogás, até ser alcançado o percentual máximo de gás metano.

5. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo, são apresentados os dados experimentais referentes às três etapas do trabalho.

Os dados são apresentados obedecendo a seguinte seqüência: fração sólida, fração líquida e fração gasosa.

Os dados dos parâmetros monitorados são apresentados em tabelas e as tabelas estão dispostas no Anexo B.

Para os parâmetros monitorados, foram determinadas relações entre:

- parâmetro e tempo de operação dos reatores - evolução temporal
- parâmetros entre si - correlações

O comportamento destas correlações são apresentados em forma de gráficos. O corpo do gráfico contém o comportamento do parâmetro para cada reator, o coeficiente de correlação ou o coeficiente de correlação médio em alguns casos, acompanhados do desvio padrão entre coeficientes e correlações.

5.1. Resultados da 1.^a Etapa

5.1.1. Fração Sólida

Na Tabela 4.1., são apresentados os parâmetros operacionais a que foram submetidos os reatores. Na Tabela 5.1., são apresentados os parâmetros físico-químicos do substrato alimentando aos reatores.

TABELA 5.1. - Parâmetros físico-químicos do massa "in natura" alimentada aos reatores.

Parâmetro	TU (%)	pH	ST (%)	STV (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	COT (%)	C:N	Massa de DQO (g)	gDQO. kg ⁻¹ RSU
Reator											
A ₁	64,86	7,50	35,14	56,12	729,60	2,30	0,51	31,17	13,50	14,62	182,00
B ₁	70,27	7,60	29,73	47,54	752,40	2,35	0,26	26,41	11,23	12,78	188,00
C ₁	71,71	7,65	28,29	50,13	718,80	2,46	0,39	27,85	11,32	11,63	179,90
D ₁	83,96	7,70	16,04	47,50	994,00	2,60	0,26	26,38	10,14	9,11	248,00

RSU = Resíduos Sólidos Urbanos

TU = Teor de Umidade

Os parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada descarregada dos reatores, estão presentes na Tabela 5.2.

TABELA 5.2.- Parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada.

Parâmetro	TU (%)	pH	ST (%)	STV (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	COT (%)	C:N	Massa de DQO (g)	gDQO. kg ⁻¹ RSU
Reator											
A ₁	73,16	5,2	26,84	11,72	422,60	1,40	0,32	6,50	4,65	8,03	100,0
B ₁	80,02	5,5	19,98	10,30	55,6,60	1,39	0,37	5,70	4,11	8,83	130,0
C ₁	88,41	5,7	11,59	7,66	384,60	1,42	0,35	4,25	2,99	5,17	80,0
D ₁	92,24	7,7	7,76	4,66	445,60	1,48	0,30	5,58	1,74	4,03	110,0

RSU = Resíduos Sólidos Urbanos

TU = Teor de Umidade

5.1.1.1. Ajustamento da Umidade

Os resíduos sólidos urbanos provenientes da Usina de Compostagem da CETESB, em Novo Horizonte-SP, apresentam em média 50% de umidade.

O ajustamento da umidade do substrato para os reatores inoculados, foi realizado adicionando-se lodo sanitário e água bruta, até que fosse alcançado o padrão de umidade desejado. Para a alimentação dos reatores da série A que foi à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, o ajustamento da umidade foi feito somente com água bruta.

5.1.1.2. Ajustamento do pH

Os resíduos sólidos urbanos provenientes da Usina de Compostagem da CETESB em Novo Horizonte, estavam com pH em torno de 5,0 unidades de pH. O ajustamento do pH foi realizado com adição de bicarbonato de sódio equivalente a 0,75% em relação à massa em base seca do substrato alimentado aos reatores inoculados. Para a alimentação dos reatores não inoculados a correção do pH foi feita adicionando-se bicarbonato de sódio na proporção de 1,5% em relação à massa em base seca (105°C), de resíduo sólido urbano.

5.1.2. Fração Gasosa

Na Tabela 5.3. Anexo B, estão listados os dados da produção acumulada de biogás. A Figura 5.1. retrata a tendência da evolução temporal da produção acumulada de biogás para cada reator .

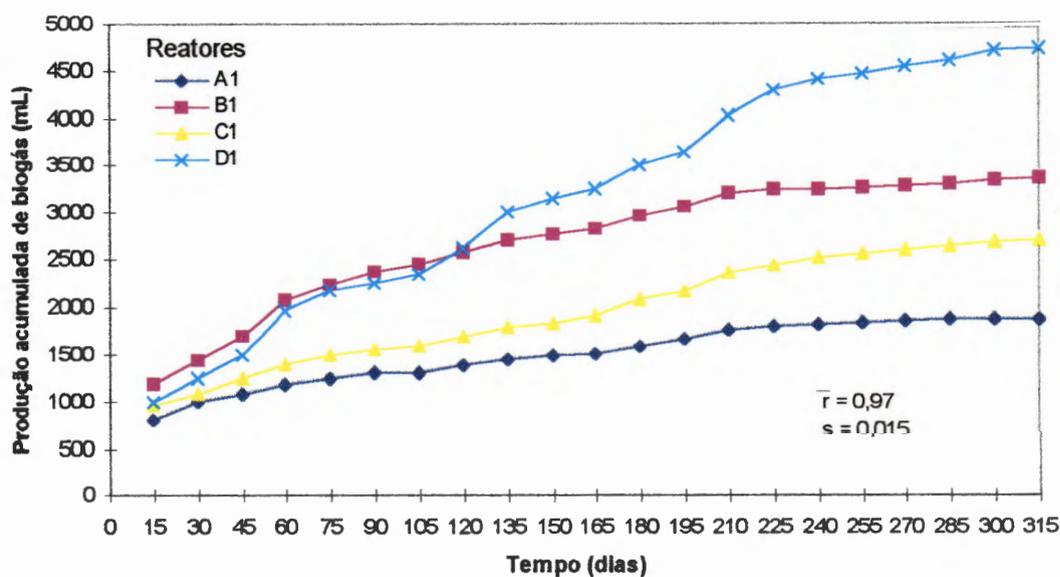


FIGURA 5.1.- Produção acumulada de biogás durante 315 dias de operação dos reatores.

A composição percentual do biogás está presente na Tabela 5.4. Anexo B. Na Figura 5.2. está representado o comportamento da evolução temporal da composição percentual do biogás.

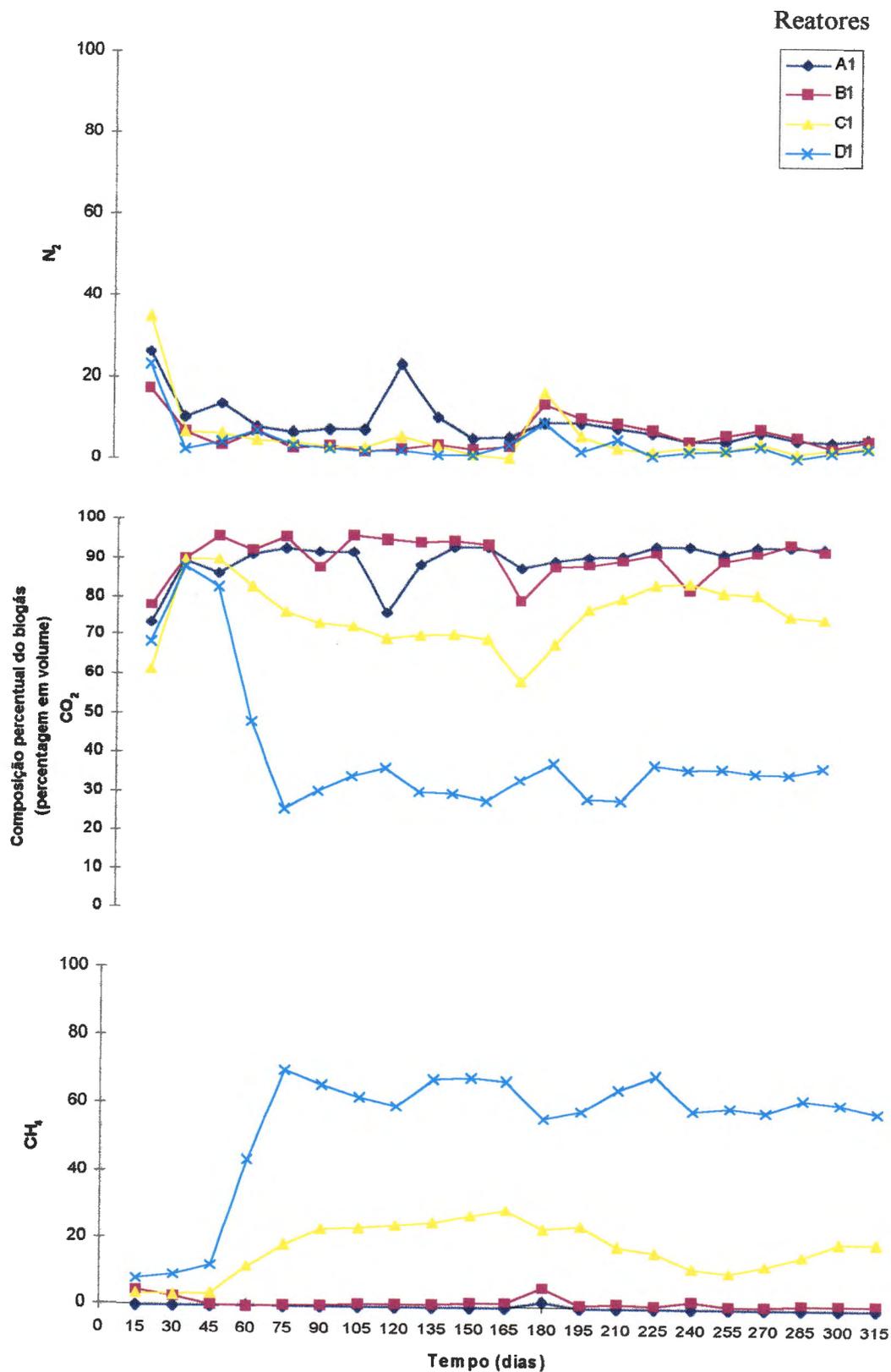


FIGURA 5.2.- Evolução temporal da composição percentual do biogás durante 315 dias de operação dos reatores.

Na Tabela 5.5. Anexo B estão presentes os valores da produção acumulada de gás metano. A Figura 5.3. retrata a tendência da evolução temporal da produção acumulada de gás metano.

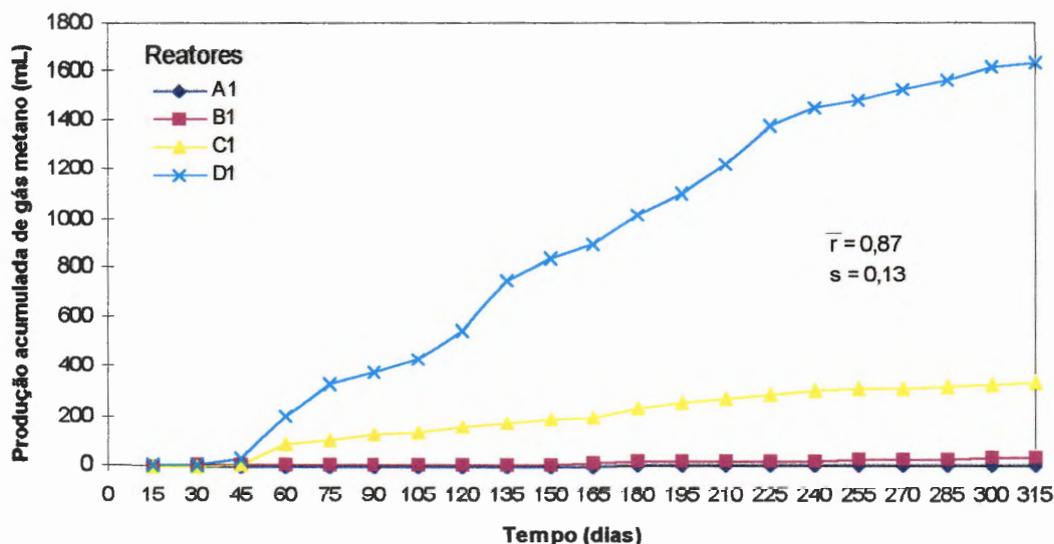


FIGURA 5.3.- Produção acumulada de gás metano durante 315 dias de operação dos reatores.

Conhecendo-se os dados da massa de DQO aplicada e acumulada, determina-se a massa de DQO transformada.

A massa de DQO aplicada, refere-se à massa de DQO contida no resíduo que alimentou os reatores.

A massa de DQO acumulada, corresponde à massa de DQO remanescente no resíduo descarregado dos reatores.

Para o cálculo do balanço de massa, no caso específico, pode-se aplicar a expressão:

$$MDQO_{(aplicada)} = MDQO_{(acumulada)} + MDQO_{(transformada)} \dots \dots (5.1)$$

Os valores das diversas frações de massa de DQO são apresentados na Tabela 5.6.

TABELA 5.6.- Massa de diversas frações de DQO.

Parâmetro Reator	Massa de DQO aplicada (g)	Massa de DQO acumulada (g)	Massa de DQO transformada (g)
A ₁	14,62	8,03	6,53
B ₁	12,78	8,83	3,93
C ₁	11,63	5,17	6,45
D ₁	9,11	4,03	4,89

5.2. Resultados da 2.^a etapa

5.2.1. Fração sólida

Nas Tabelas 5.7. e 5.8., são observados os parâmetros físico-químicos da massa “in natura” que alimentou os reatores e da massa bioestabilizada descarregada destes reatores. Na Tabela 5.8. são apresentados os parâmetros físico-químicos da massa residual descarregada destes reatores.

TABELA 5.7.- Parâmetros físico-químicos da massa “in natura” alimentada aos reatores da 2.^a etapa.

Parâmetro Reator	TU (%)	pH	ST (%)	STV (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	COT (%)	C:N	Massa de DQO (g)	gDQO. kg ⁻¹ RSU
A ₂	64,86	7,50	35,14	56,12	729,60	2,30	0,51	31,17	13,50	40,91	182,0
B ₂	70,27	7,60	29,73	47,54	752,40	2,35	0,26	26,41	11,23	35,72	188,0
C ₂	71,71	7,65	28,29	50,13	718,8	2,46	0,39	27,85	11,32	32,35	179,9
D ₂	83,96	7,70	16,04	47,50	994,0	2,60	0,26	26,38	10,14	25,44	248,0

TU = Teor de Umidade

TABELA 5.8.- Parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada descarregada dos reatores da 2.^a etapa.

Parâmetro	TU (%)	pH	ST (%)	STV (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	COT (%)	C:N	Massa de DQO (g)	gDQO. kg ⁻¹ RSU
Reator											
A ₂	78,73	5,20	21,27	10,24	464,10	1,38	0,30	5,68	4,11	24,73	110,00
B ₂	88,42	6,90	11,58	7,83	487,00	1,42	0,35	4,35	3,06	23,15	120,00
C ₂	87,98	5,60	12,02	7,89	602,10	1,47	0,33	4,38	2,97	27,15	150,00
D ₂	92,49	7,70	7,51	5,5	371,50	1,56	0,32	3,05	1,95	9,23	90,00

5.2.2. Fração gasosa

Na Tabela 5.9. Anexo B, são apresentados os dados da produção acumulada de biogás. A Figura 5.4. retrata o referido comportamento. Os dados da composição percentual do biogás estão listados na Tabela 5.10 Anexo B, cujo comportamento é apresentado na Figura 5.5.

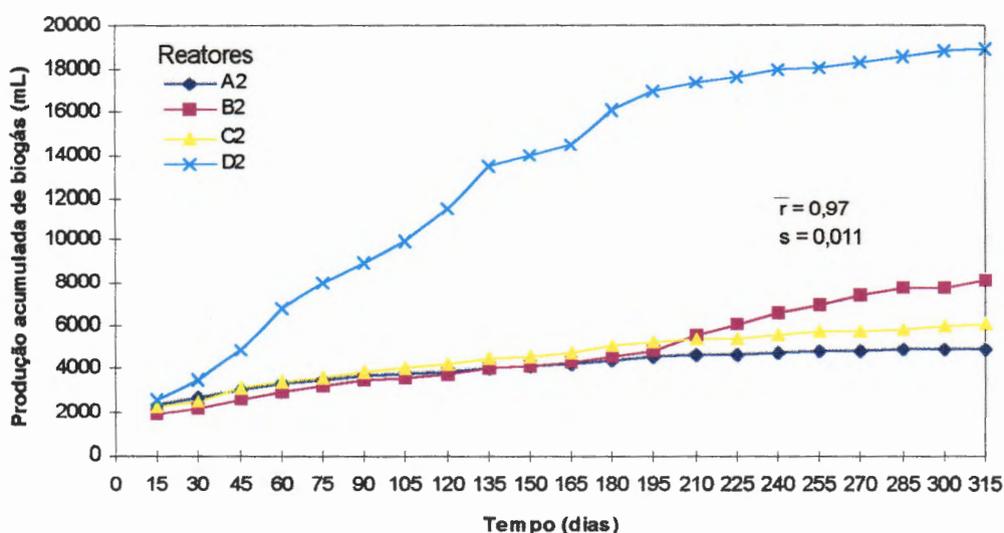


FIGURA 5.4.- Produção acumulada de biogás durante 315 dias de operação dos reatores.

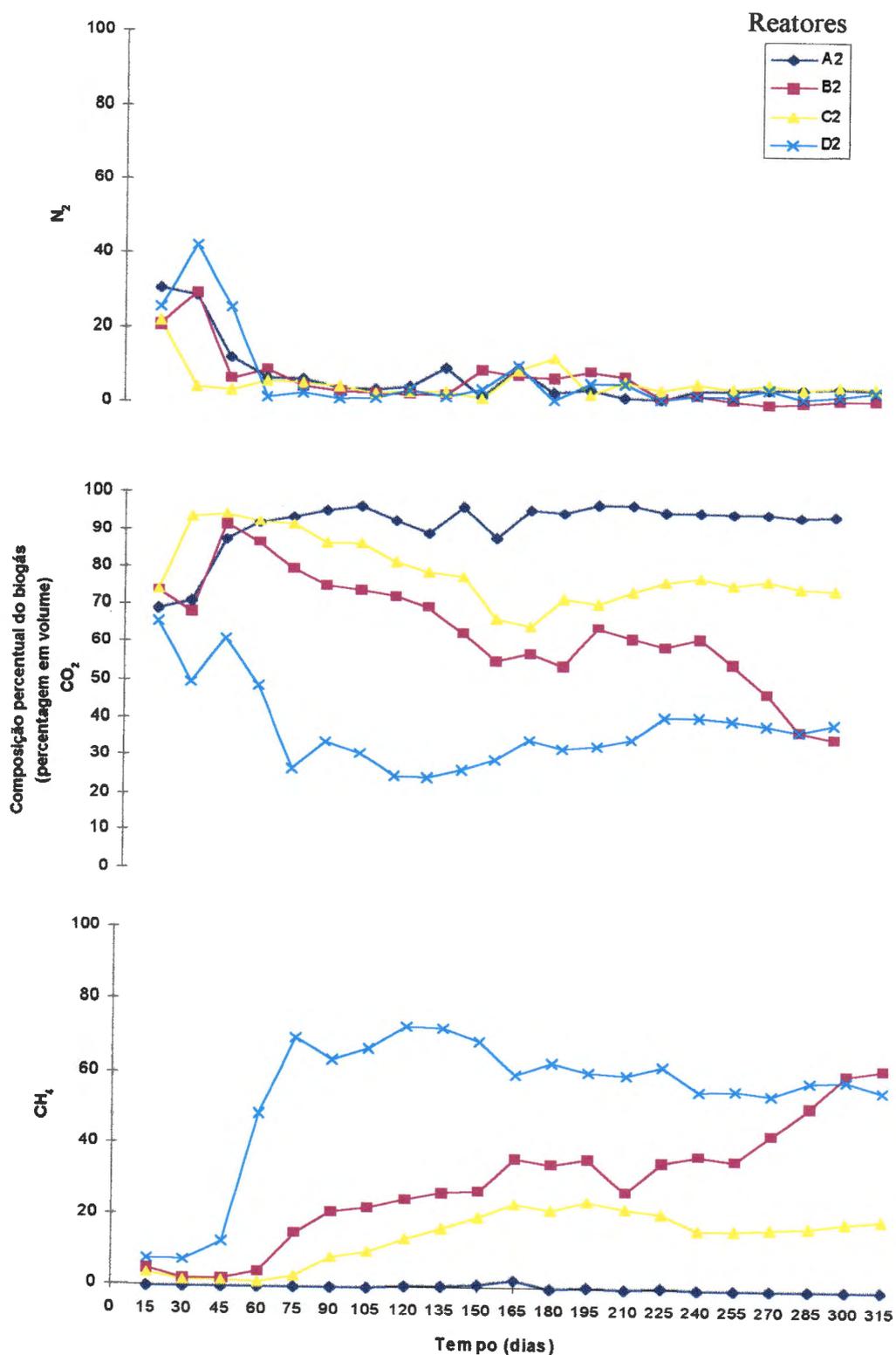


FIGURA 5.5.- Evolução temporal da composição percentual do biogás durante 315 dias de operação dos reatores.

Na Tabela 5.11. Anexo B, estão presentes os dados da produção acumulada de gás metano. A tendência da evolução temporal é representada na Figura 5.6.

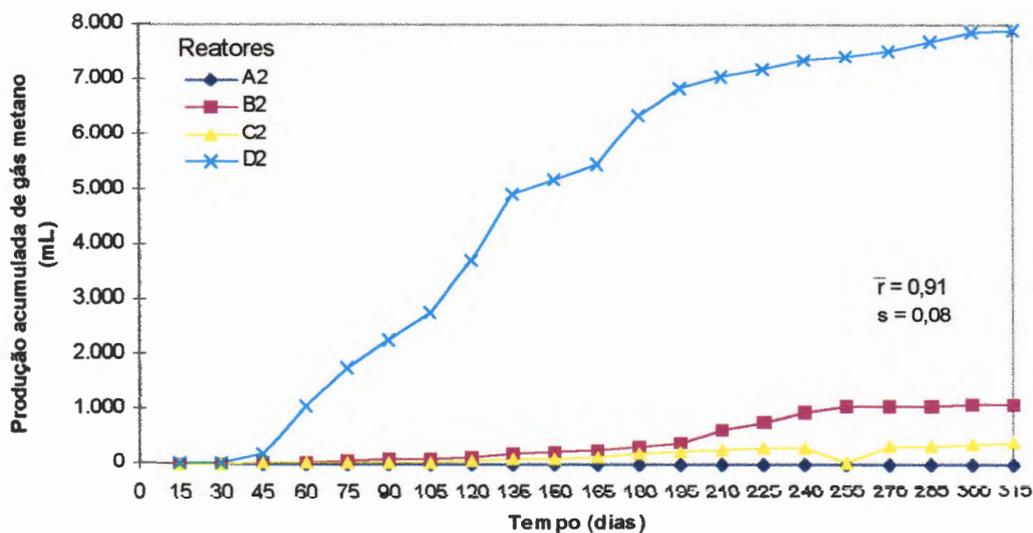


FIGURA 5.6.- Produção acumulada de gás metano durante 315 dias de operação dos reatores.

O balanço de massa de DQO foi realizado com base na massa de DQO aplicada, massa de DQO acumulada e massa de DQO transformada em cada reator.

Na Tabela 5.12 estão presentes os valores correspondentes para cada fração de massa de DQO.

TABELA 5.12.- Massa de DQO em suas diversas frações.

Parâmetro Reator	Massa de DQO aplicada (g)	Massa de DQO acumulada (g)	Massa de DQO transformada (g)
A ₂	40,91	24,73	16,18
B ₂	35,72	23,15	12,57
C ₂	32,35	27,15	5,20
D ₂	25,44	9,23	16,21

5.3. Resultados da 3.^a etapa

Nesta etapa do trabalho foram monitoradas as frações sólidas líquidas e gasosas.

5.3.1. Fração sólida

Nas Tabelas 5.13. e 5.14., são apresentados os parâmetros físico-químicos da massa “in natura” e da massa bioestabilizada descarregada destes reatores.

TABELA 5.13.- Parâmetros físico-químicos da massa “in natura” que alimentou os reatores da 3.^a etapa.

Parâmetro	TU (%)	pH	ST (%)	STV (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (%)	COT (%)	C:N	Massa de DQO (g)	gDQO. kg ⁻¹ RSU
Reator A ₃	70,3	7,5	29,7	47,64	1010,0	1,3	26,46	20,35	3078,0	324,0
B ₃	70,6	6,8	29,4	45,45	800,0	1,4	25,25	18,03	2003,0	218,0
C ₃	70,6	6,5	29,4	43,87	830,0	1,6	24,37	15,23	2471,0	268,0
D ₃	70,7	8,0	29,3	44,71	1110,0	2,1	24,83	11,82	2259,0	253,0
E ₃	91,8	7,5	8,2	80,63	1248,0	3,1	44,79	14,44	764,0	311,0

TABELA 5.14.- Parâmetros físico-químicos da massa bioestabilizada.

Parâmetro	TU (%)	pH	ST (%)	STV (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	COT (%)	C:N	Massa de DQO (g)	gDQO. kg ⁻¹ RSU
Reator A ₃	63,72	7,40	36,28	16,90	310,60	0,90	0,27	9,38	10,42	737,67	77,5
B ₃	70,85	7,50	29,15	12,00	255,16	0,98	0,29	6,66	6,73	586,86	63,7
C ₃	68,20	7,15	31,80	11,65	274,66	0,94	0,23	6,47	6,88	632,72	68,7
D ₃	64,50	7,50	35,50	6,11	249,66	1,20	0,47	3,40	2,8	557,23	62,3
E ₃	94,00	7,20	6,00	3,84	688,29	1,29	0,31	2,13	1,65	423,12	172,0

Na Tabela 5.15 são apresentadas as diversas frações de massa de DQO, relativo aos reatores da 3ª etapa, determinadas, utilizando-se o mesmo princípio já estabelecido nas etapas anteriores.

TABELA 5.15 - Massa de DQO em suas diversas frações.

Parâmetro / Reator	Massa de DQO aplicada (g)	Massa de DQO acumulada (g)	Massa de DQO efluente (g)	Massa de DQO transformada (g)
A ₃	3.078,0	737,67	449,73	1.890,60
B ₃	2,003,0	586,86	406,56	1.009,58
C ₃	2.471,0	632,72	357,00	1.481,28
D ₃	2.259,0	557,23	121,00	1.580,77
E ₃	764,0	423,12	0,885	339,99

Nas Tabelas 5.16, 5.17 e 5.18, são apresentados os parâmetros operacionais dos reatores da 1ª, 2ª e 3ª etapas em base seca (105°C).

TABELA 5.16.- Parâmetros operacionais dos reatores da 1.ª etapa em base seca (105°C).

Parâmetro Reator	Proporção RSU/Lodo (%)	Massa de RSU (g)	Massa de lodo (g)	Massa total (g)
A ₁	100,0 / 0,0	80,33	0,0	80,33
B ₁	90,0 / 10,0	61,15	6,8	67,95
C ₁	80,0 / 20,0	51,73	13,93	64,66
D ₁	54,0 / 46,0	19,83	16,83	36,66

TABELA 5.17.- Parâmetros operacionais dos reatores da 2.ª etapa em base seca (105°C).

Parâmetro Reator	Proporção RSU/Lodo (%)	Massa de RSU (g)	Massa de lodo (g)	Massa total (g)
A ₂	100,0 / 0,0	224,82	0,0	224,82
B ₂	90,0 / 10,0	171,19	19,01	190,20
C ₂	80,0 / 20,0	144,79	36,19	180,98
D ₂	54,0 / 46,0	55,51	47,1	102,61

TABELA 5.18.- Parâmetros operacionais dos reatores da 3.^a etapa em base seca (105°C).

Parâmetro Reator	Proporção RSU/Lodo(%)	Massa de RSU (kg)	Massa de lodo (kg)	Massa total (kg)
A ₃	100,0 / 0,0	9,50	0,0	9,50
B ₃	90,0 / 10,0	8,28	0,92	9,20
C ₃	80,0 / 20,0	7,37	1,84	9,21
D ₃	54,0 / 46,0	4,82	4,11	8,93
E ₃	0,0 / 100,0	0,0	2,46	2,46

5.3.2. Fração Líquida

5.3.2.1. Potencial hidrogeniônico

Na Tabela 5.19. Anexo B, são apresentados os valores mensais do pH. Na Figura 5.7. está representado o comportamento das evoluções temporais do pH nos líquidos percolados resultante do processo de bioestabilização da matéria orgânica.

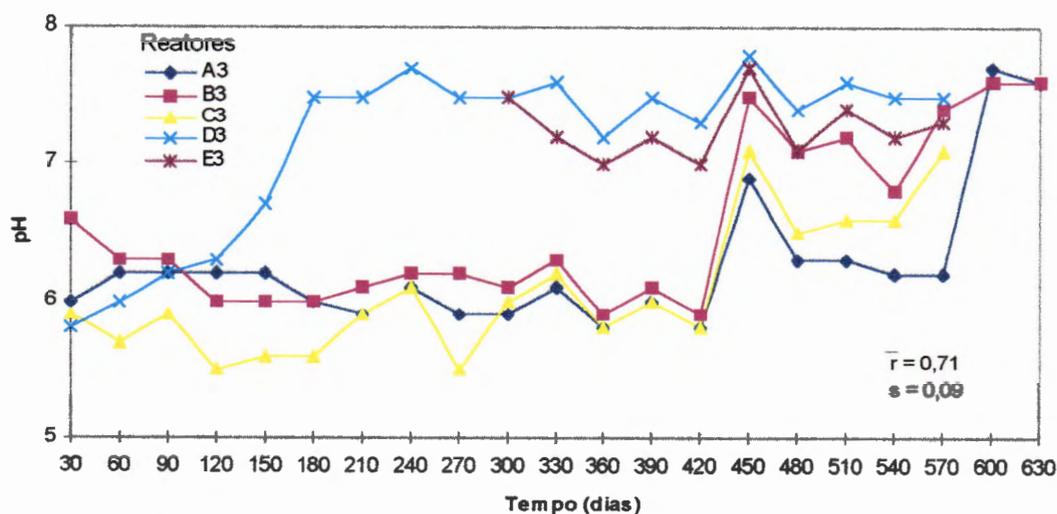


FIGURA 5.7.- Comportamento das evoluções temporais do pH nos líquidos percolados.

Correlações entre pH e sólidos totais voláteis são mostradas na Figura 5.8. Anexo A. Os coeficientes de correlações entre estes parâmetros variaram de 0,94 a 0,072, com desvio padrão de 0,38.

Na Figura 5.9. Anexo A, são apresentadas as correlações entre pH e DQO nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Nas Figuras 5.10 e 5.11. Anexo A, são apresentadas correlações entre pH e ácidos graxos voláteis, pH e percentagem de CH₄ no biogás.

5.3.2.2. Alcalinidade Total

Na Tabela 5.20. Anexo B, estão presentes os dados das concentração médias mensais da alcalinidade total nos líquidos percolados. As tendências das evoluções temporais estão representadas na Figura 5.12.

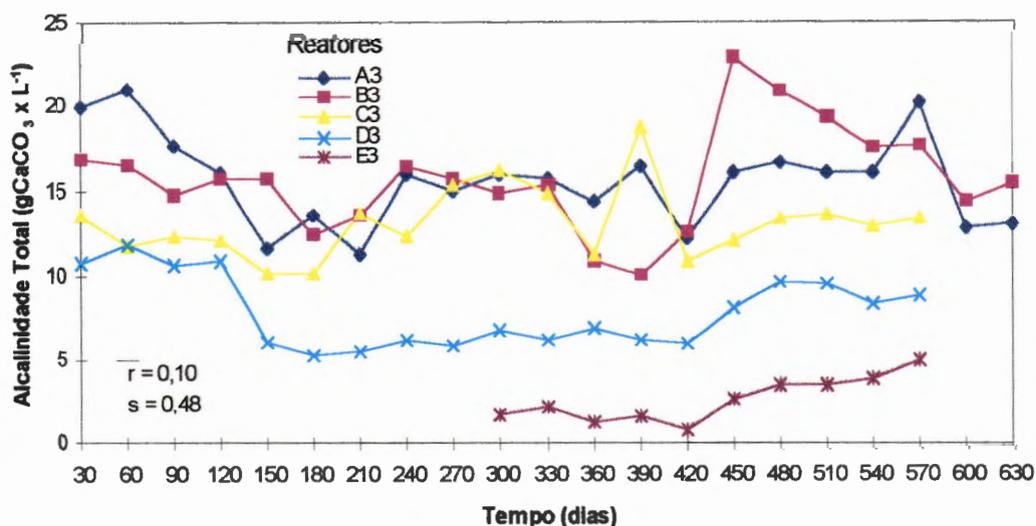


FIGURA 5.12.- Tendências das evoluções temporais da alcalinidade total nos líquidos percolados.

Correlações entre alcalinidade total e ácidos graxos voláteis nos líquidos percolados são observadas na Figura 5.13 Anexo A.

A Figura 5.14. Anexo A, reporta-se as correlações entre alcalinidade total nos líquidos percolados e percentagem de CH_4 no biogás.

5.3.2.3. Ácidos Graxos Voláteis

Na Tabela 5.21. Anexo B, são mostrados os valores médios mensais das concentrações dos ácidos graxos voláteis nos líquidos percolados. O comportamento das evoluções temporais é estabelecido na Figura 5.15.

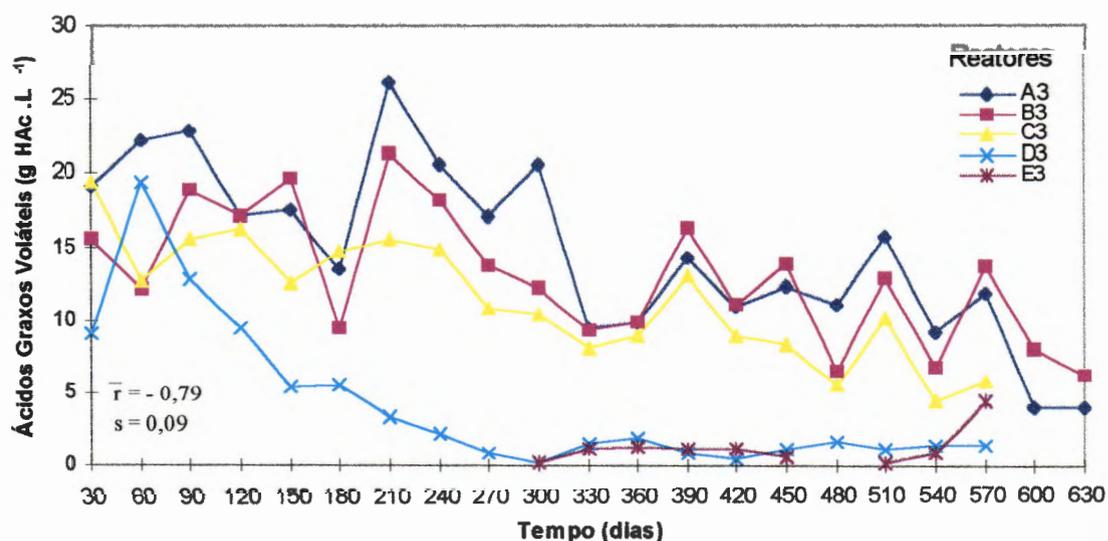


FIGURA 5.15.- Comportamento das evoluções temporais dos ácidos graxos voláteis.

Na Figura 5.16. Anexo A, são apresentadas as correlações entre ácidos graxos voláteis no percolado e percentagem de CH_4 no biogás.

5.3.2.4. Alcalinidade a Bicarbonato

As concentrações médias mensais de alcalinidade a bicarbonato, são apresentadas na Tabela 5.22. Anexo B.

Correlações entre alcalinidade a bicarbonato no percolado e percentagem de CH₄ no biogás são observadas na Figura 5.17. Anexo A.

5.3.2.5. Ácidos Graxos voláteis / Alcalinidade Total

Os valores relativos à relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade total, são mostrados na Tabela 5.23. Anexo B. O comportamento das evoluções temporais é observado na Figura 5.18.

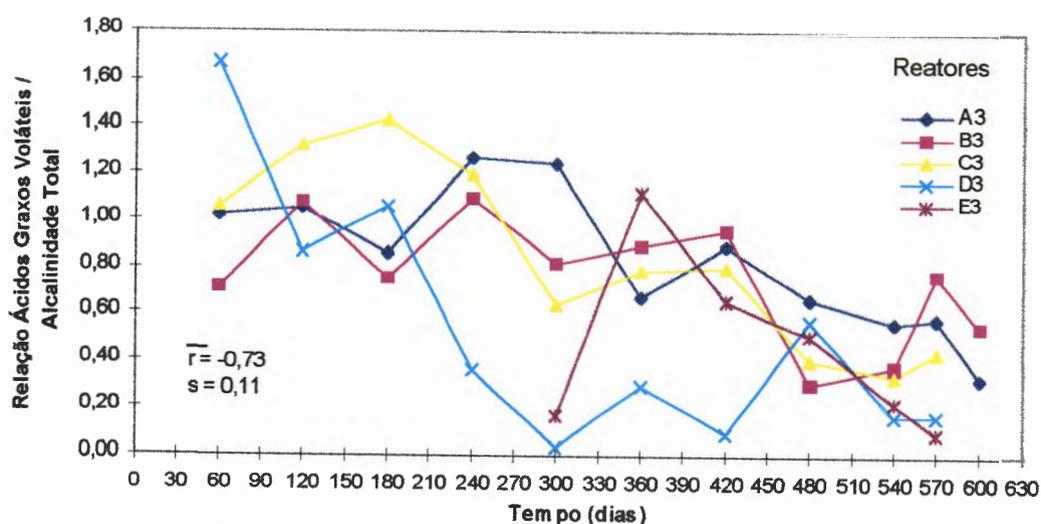


FIGURA 5.18.- Comportamento das evoluções temporais da relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade total.

5.3.2.6. Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis

Nas Tabelas 5.24. e 5.25. Anexo B, são mostradas as concentrações médias mensais dos sólidos totais e dos sólidos totais voláteis.

O comportamento das evoluções temporais é apresentado na Figura 5.19.

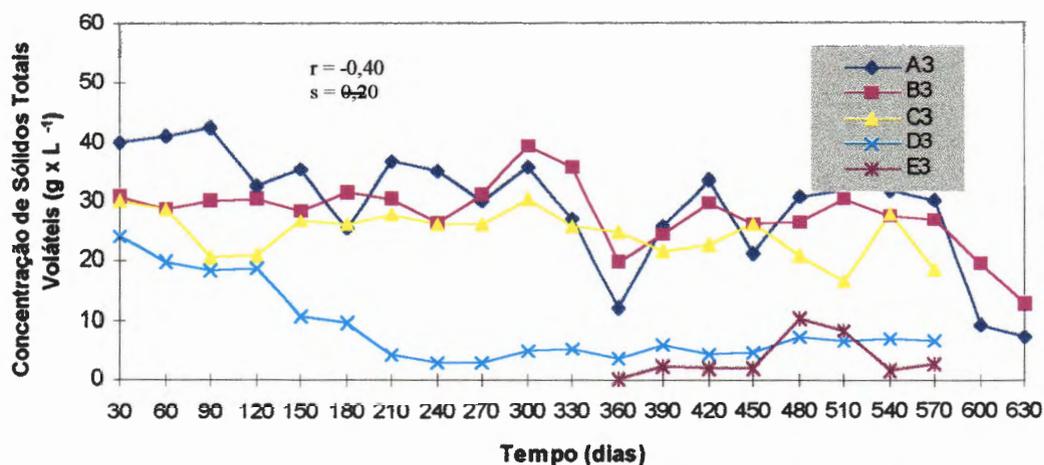


FIGURA 5.19.- Comportamento das evoluções temporais das concentrações de sólidos totais voláteis.

Na Figura 5.20. Anexo A, são observadas as correlações entre sólidos totais voláteis e demanda química de oxigênio.

5.3.2.7. Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico e Proteínas

Nas Tabelas 5.26., 5.27., 5.28. e 5.29., Anexo B, são apresentadas as concentrações médias mensais de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e proteínas, nos líquidos percolados. O comportamento das evoluções temporais destes parâmetros é apresentado nas Figuras 5.21., 5.22., 5.23. e 5.24., Anexo A.

5.3.2.8. Potencial Redox

Os valores médios mensais do potencial redox medidos nos líquidos percolados, são apresentados na Tabela 5.30. Anexo B. O comportamento das evoluções temporais é mostrado na Figura 5.25.

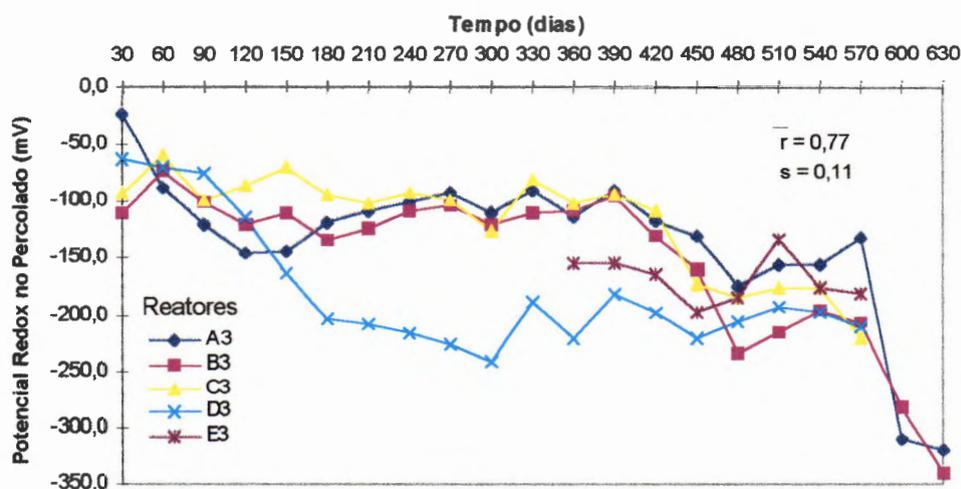


FIGURA 5.25.- Comportamento das evoluções temporais do potencial redox.

Correlações entre potencial redox nos líquidos percolados e percentagem de CH_4 no biogás são observadas na Figura 5.26. Anexo A.

5.3.2.9. Condutividade

Na Tabela 5.31. Anexo B, são apresentadas os valores médios mensais da condutividade nos líquidos percolados. O comportamento das evoluções temporais é mostrado na Figura 5.27.

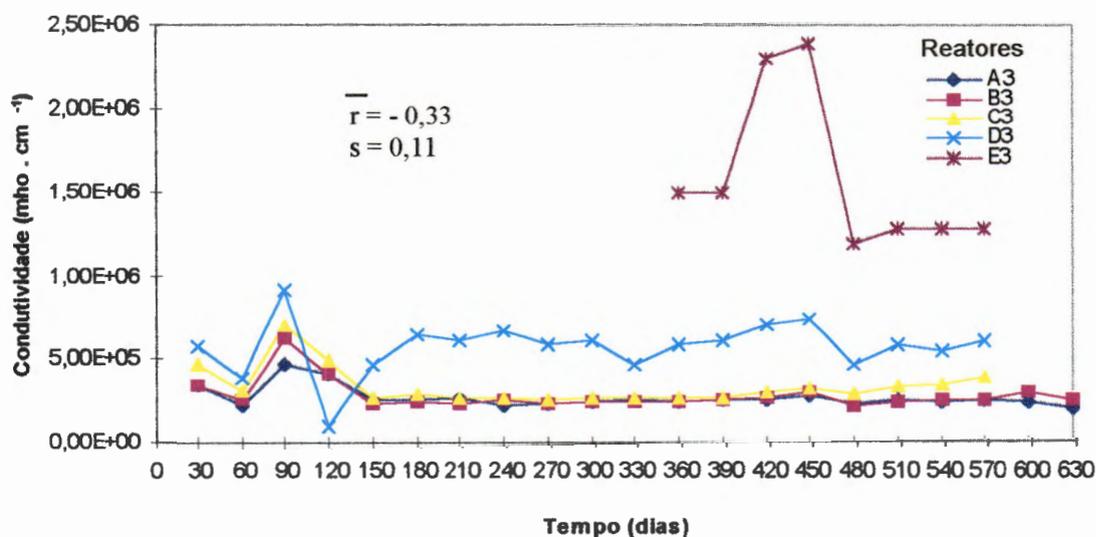


FIGURA 5.27.- Comportamento das evoluções temporais da condutividade.

5.3.2.10. Metais Pesados

Na Tabela 5.32. Anexo B, são apresentados os valores em (mg/kg) dos metais pesados caracterizados nos resíduos sólidos urbanos e no lodo utilizado como inóculo neste trabalho. Nesta mesma Tabela 5.32., são mostrados ainda os conteúdos dos metais pesados presentes no substrato.

A caracterização dos metais pesados nos líquidos percolados, foi realizada em amostras compostas ao longo do período de monitoramento dos reatores, e seus valores são mostrados nas Tabelas 5.33. a 5.39. Anexo B.

Na Tabela 5.40. Anexo B, são apresentados os valores dos metais pesados contidos na massa bioestabilizada descarregada dos reatores.

O comportamento das evoluções temporais dos metais pesados nos líquidos percolados é apresentado nas Figuras 5.28. a 5.35. Anexo A.

5.3.2.11. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Tabela 5.41. Anexo B, são apresentados os valores médios mensais das concentrações de DQO nos líquidos percolados. O comportamento das evoluções temporais das concentrações de DQO nos líquidos percolados é mostrado na Figura 5.36.

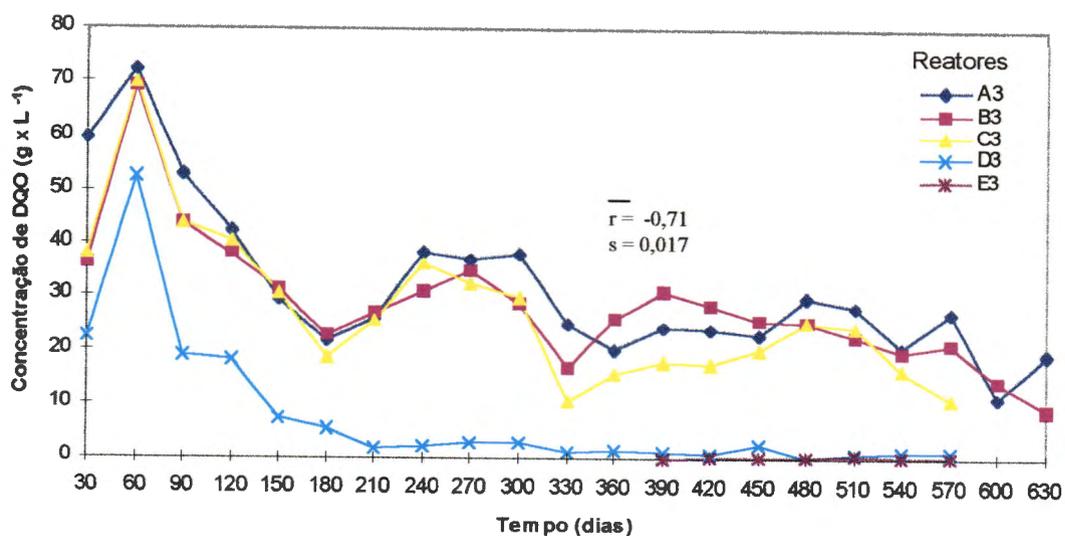


FIGURA 5.36.- Comportamento das evoluções temporais da concentração de DQO nos líquidos percolados.

Correlações entre DQO nos líquidos percolados e percentagem de CH₄ no biogás são apresentadas na Figura 5.37. Anexo A.

5.3.3. Fração Gasosa

O monitoramento da fração gasosa dos reatores da 3.^a etapa foi realizado através da medida diária do biogás produzido por cada reator. A composição do biogás foi determinada quinzenalmente em análise cromatográfica.

Os valores médios mensais da produção de biogás estão na Tabela 5.42. Anexo B.

O comportamento das evoluções temporais do biogás acumulado pode ser observado na Figura 5.38.

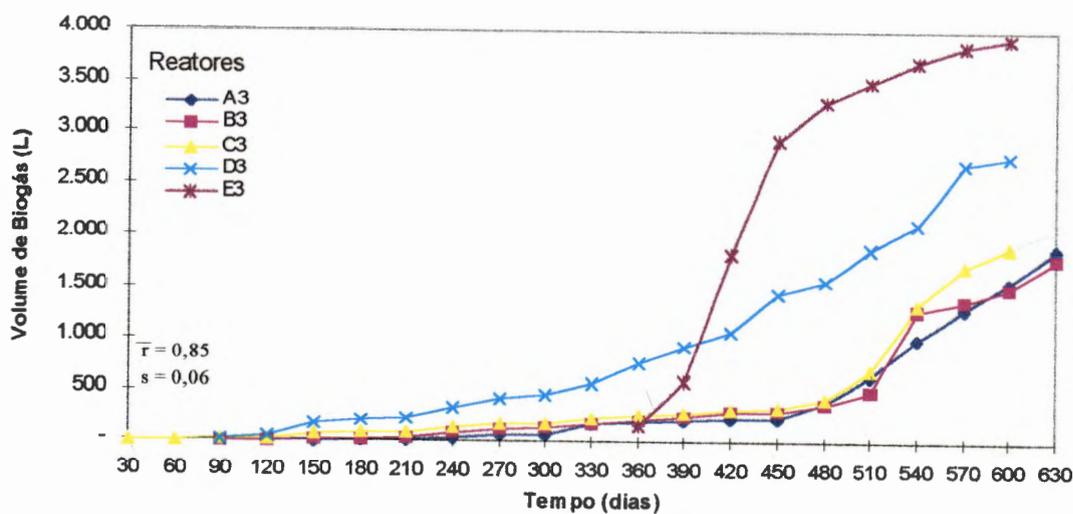


FIGURA 5.38.- Comportamento das evoluções temporais do biogás acumulado durante 630 dias de operações dos reatores.

Nas Tabelas 5.43. e 5.44. Anexo B, são apresentados os dados do volume acumulado de biogás e de gás metano.

Na Figura 5.39., está representado o comportamento das evoluções temporais do gás metano acumulado.

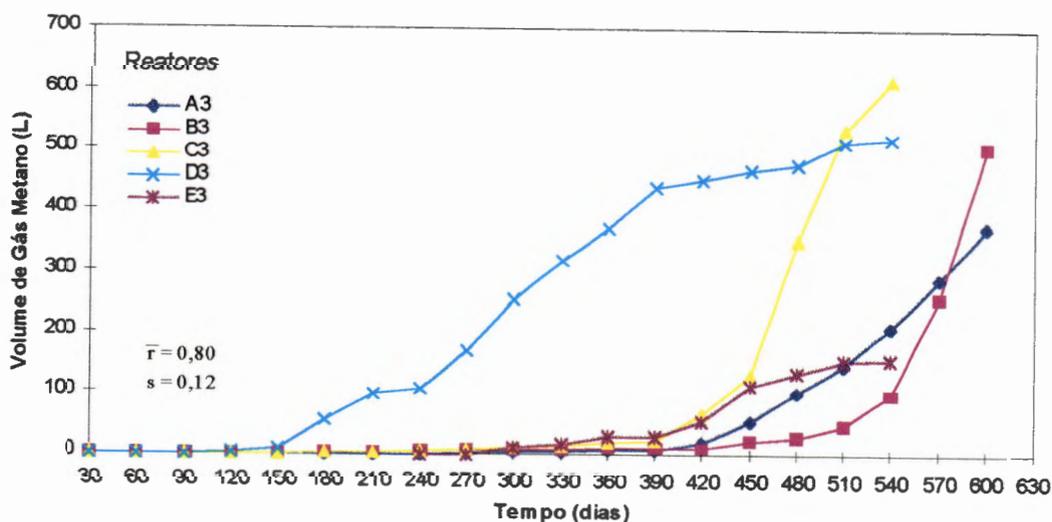


FIGURA 5.39.- Comportamento das evoluções temporais do gás metano acumulado durante 630 dias de operações dos reatores.

O comportamento das correlações entre metano e dióxido de carbono, metano e nitrogênio molecular, são apresentados nas Figuras 5.40. e 5.41. Anexo A.

Na Tabela 5.45. Anexo B, são apresentados os valores médios mensais da percentagem do gás metano.

A Figura 5.42. mostra o comportamento das evoluções temporais da composição percentual do gás metano no biogás dos reatores da 3.^a etapa.

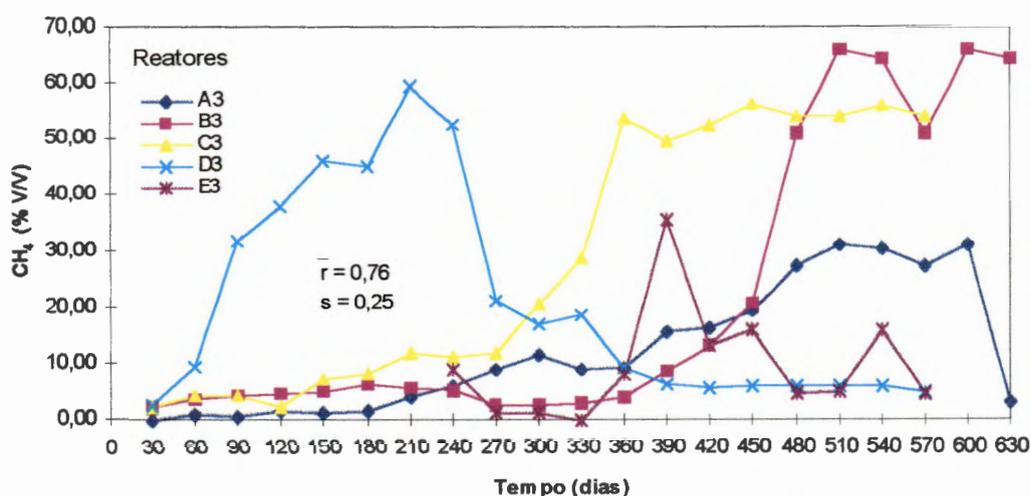


FIGURA 5.42.- Comportamento das evoluções temporais da composição percentual do gás metano acumulado durante 630 dias de operações dos reatores.

5.3.4. Temperatura

Os valores médios mensais da temperatura interna de cada reator e da temperatura ambiente são apresentados na Tabela 5.46. Anexo B.

O comportamento das evoluções temporais da temperatura interna dos reatores da 3.^a etapa é mostrado na Figura 5.43.

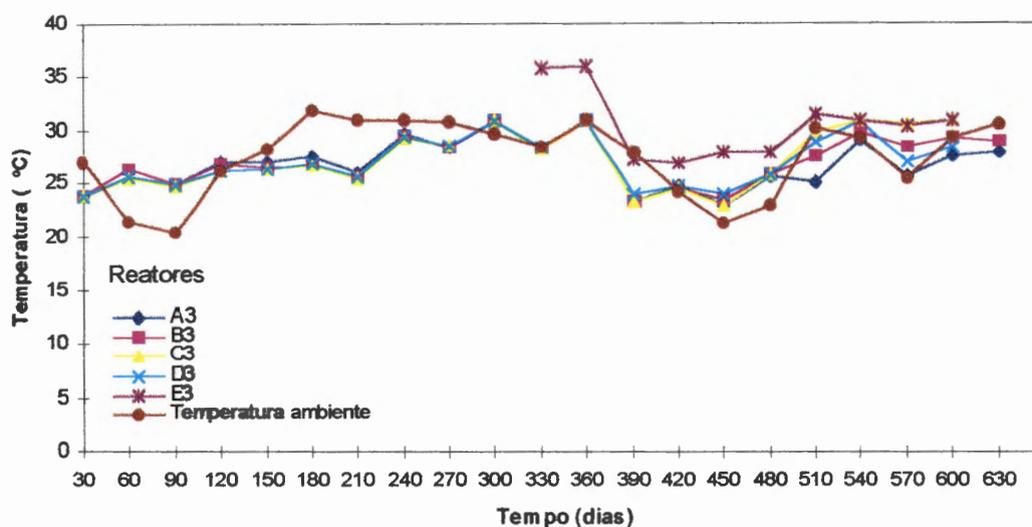


FIGURA 5.43.- Comportamento das evoluções temporais da temperatura interna dos reatores da 3.^a etapa e da temperatura ambiente durante 630 dias de operações dos reatores.

5.4. Balanço de Massa

A eficiência de cada reator em termos de transformação, acumulação e lançamento de massa de DQO, isto é, massa de DQO efluente, foi determinada levando-se em consideração o princípio da conservação da massa, em que:

$$MDQO_{(aplicada)} = MDQO_{(acumulada)} + MDQO_{(efluente)} + MDQO_{(transformada)} \dots (5.2)$$

Na Figura 5.44. Anexo A, pode-se observar o comportamento entre massa de resíduos sólidos urbanos em base seca e massa de DQO aplicada para os reatores da 3.^a etapa.

As eficiências de transformação, acumulação e lançamento de massa de DQO, são apresentadas nas Tabelas 5.47., 5.48. e 5.49., para os reatores da 1.^a, 2.^a e 3.^a etapas, respectivamente.

TABELA 5.47.- Eficiência de transformação e acumulação de massa de DQO nos reatores da 1.^a etapa.

Parâmetro Reator	Eficiência de Transformação (%)	Eficiência de Acumulação (%)
A ₁	44,84	55,13
B ₁	30,79	69,20
C ₁	55,50	44,49
D ₁	54,82	45,17

TABELA 5.48.- Eficiência de transformação e acumulação de massa de DQO nos reatores da 2.^a etapa.

Parâmetro Reator	Eficiência de Transformação (%)	Eficiência de Acumulação (%)
A ₂	39,55	60,44
B ₂	35,19	64,80
C ₂	16,07	83,92
D ₂	63,71	36,28

TABELA 5.49.- Eficiência de transformação, acumulação e lançamento de massa de DQO nos reatores da 3.^a etapa.

Parâmetro Reator	Eficiência de Transformação (%)	Eficiência de Acumulação (%)	Eficiência de Lançamento (%)
A ₃	61,42	23,96	14,60
B ₃	50,40	29,29	20,30
C ₃	59,95	25,50	14,50
D ₃	70,00	24,60	5,40
E ₃	44,50	55,40	0,11

Conhecendo-se a massa de DQO transformada em cada reator, determinou-se a taxa de produção de CH_4 em função deste parâmetro.

Na Tabela 5.50., são apresentadas as taxas de produção de metano para os reatores das três etapas.

TABELA 5.50.- Taxas de produção de metano.

Parâmetros Reator	1. ^a etapa (NL $\text{CH}_4 \times \text{g}^{-1} \text{DQO}_{\text{trans}}$)	2. ^a etapa (NL $\text{CH}_4 \times \text{g}^{-1} \text{DQO}_{\text{trans}}$)	3. ^a etapa (NL $\text{CH}_4 \times \text{g}^{-1} \text{DQO}_{\text{trans}}$)
A	$1,08 \times 10^{-3}$	$6,6 \times 10^{-4}$	0,20
B	$1,08 \times 10^{-2}$	$8,8 \times 10^{-2}$	0,50
C	$5,10 \times 10^{-2}$	$7,8 \times 10^{-2}$	0,42
D	0,34	0,49	0,33
E	-	-	0,46

Na Figura 5.45. Anexo A, são mostrados os comportamentos das relações entre taxa de produção de CH_4 em NL $\text{CH}_4 \text{g}^{-1} \text{DQO}$ transformada e a massa de DQO aplicada, para os reatores das três etapas.

Na Tabela 5.51., são apresentados os valores das cargas orgânicas volumétricas para os reatores das três etapas.

TABELA 5.51.- Cargas orgânicas volumétricas.

Parâmetros Reator	1. ^a etapa (gDQO $\times \text{dia}^{-1} \times \text{m}^{-3}$)	2. ^a etapa (gDQO $\times \text{dia}^{-1} \times \text{m}^{-3}$)	3. ^a etapa (gDQO $\times \text{dia}^{-1} \times \text{m}^{-3}$)
A	112,0	110,56	95,44
B	98,15	96,54	62,10
C	89,38	87,43	76,62
D	68,61	68,75	70,04
E	-	-	23,68

Na Figura 5.46. Anexo A, são apresentadas as correlações estabelecidas entre carga orgânica volumétrica e taxa de produção de metano em $\text{NL CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{DQO}$ transformada para os reatores das três etapas.

Na Tabela 5.52. são apresentados os valores das cargas orgânicas aplicadas aos reatores das três etapas.

TABELA 5.52.- Cargas orgânicas aplicadas aos reatores das três etapas.

Parâmetros Reator	1. ^a etapa ($\text{g} \times \text{dia}^{-1}$)	2. ^a etapa ($\text{gDQO} \times \text{dia}^{-1}$)	3. ^a etapa ($\text{gDQO} \times \text{dia}^{-1}$)
A	$4,62 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-1}$	4,77
B	$4,0 \times 10^{-2}$	$1,13 \times 10^{-1}$	3,10
C	$3,68 \times 10^{-2}$	$1,02 \times 10^{-1}$	4,33
D	$2,83 \times 10^{-2}$	$8,07 \times 10^{-2}$	3,96
E	-	-	2,82

A Taxa de Utilização do Substrato para os reatores monitorados, foi determinada utilizando-se a equação 5.3. estabelecida por METCALF & EDDY (1977).

$$\text{TUS} = F \cdot \text{ET}_{\text{DQO}} \dots \dots \dots (5.3)$$

onde:

TUS = taxa de utilização do substrato ($\text{g} \times \text{dia}^{-1}$)

ET_{DQO} = eficiência de transformação de massa de DQO (%)

F = carga orgânica aplicada ($\text{g} \times \text{dia}^{-1}$)

Na Tabela 5.53. são apresentados os resultados das taxas de utilização de substrato para os reatores das três etapas.

TABELA 5.53.- Taxas de utilização de substrato.

Parâmetros Reator	1. ^a etapa (g × dia ⁻¹)	2. ^a etapa (gDQO × dia ⁻¹)	3. ^a etapa (gDQO × dia ⁻¹)
A	2,03 × 10 ⁻²	5,03 × 10 ⁻²	2,93
B	1,20 × 10 ⁻²	3,9 × 10 ⁻²	1,56
C	2,04 × 10 ⁻²	1,63 × 10 ⁻²	2,59
D	1,55 × 10 ⁻²	5,10 × 10 ⁻²	2,77
E	-	-	1,25

Na Figura 5.47. Anexo A, são mostradas as correlações entre taxa de utilização de substrato e massa de DQO transformado, para os reatores das três etapas.

Correlação entre taxa de produção de CH₄ em NL CH₄ .g⁻¹ DQO transformada e taxa de utilização de substrato, só foi definida com significativa representatividade para os reatores da 3.^a etapa. Para os reatores da 1.^a e 2.^a etapas não foram estabelecidos qualquer tipo de correlação.

Correlação entre taxa de produção de CH₄, em NL CH₄ .g⁻¹ DQO transformada e taxa de utilização do substrato para os reatores da 3.^a etapa está representada na Figura 5.48 Anexo A.

5.5. Carbono Orgânico Total

Nas Tabelas 5.54. e 5.55., são apresentados os dados de carbono orgânico total na massa “in natura” alimentada aos reatores e na massa bioestabilizada descarregada dos reatores.

¹ NL CH₄ x g⁻¹ DQO = Normal litro de Metano por grama de DQO.

TABELA 5.54.- Percentagem de carbono orgânico total na massa “in natura” alimentada aos reatores das três etapas.

Parâmetros Reator	1. ^a etapa COT (%)	2. ^a etapa COT (%)	3. ^a etapa COT (%)
A	31,17	31,17	26,46
B	26,40	26,40	25,25
C	27,85	27,85	24,37
D	26,38	26,38	24,83
E	-	-	44,79

TABELA 5.55.- Percentagem de carbono orgânico total na massa bioestabilizada descarregada dos reatores.

Parâmetros Reator	1. ^a etapa COT (%)	2. ^a etapa COT (%)	3. ^a etapa COT (%)
A	6,51	5,68	7,70
B	5,72	4,35	6,60
C	4,25	4,38	6,40
D	2,58	3,05	3,40
E	-	-	2,10

O comportamento das correlações entre carbono orgânico total na massa “in natura” e na massa bioestabilizada para os reatores das três etapas é mostrado na Figura 5.49. Anexo A.

Na Figura 5.50. Anexo A, são mostradas as correlações entre percentagem de carbono orgânico total no substrato e volume de gás metano produzido pelos reatores das três etapas.

5.6. Inóculo

As percentagens em peso de inóculo adicionado ao substrato, variaram de 10 a 46%. As correlações básicas estabelecidas pela influência da adição de inóculo à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos que foram tratados anaerobiamente são apresentados a seguir:

5.6.1. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e eficiência de transformação de massa de DQO, são apresentados na Figura 5.51.

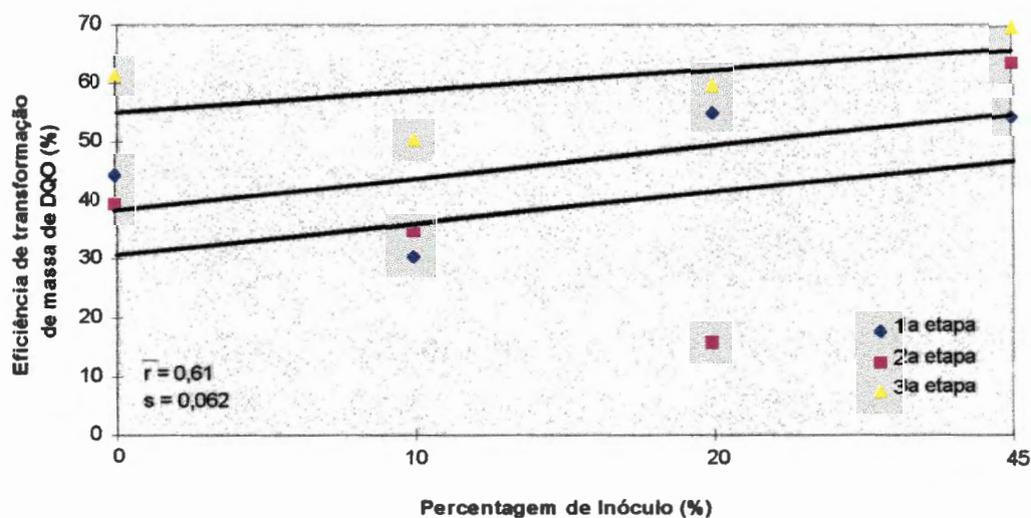


FIGURA 5.51.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e eficiência de transformação de massa de DQO.

5.6.2. Correlações entre percentagem em peso de inóculo e a relação C:N na massa “in natura” alimentanda aos reatores; são observados na Figura 5.52.

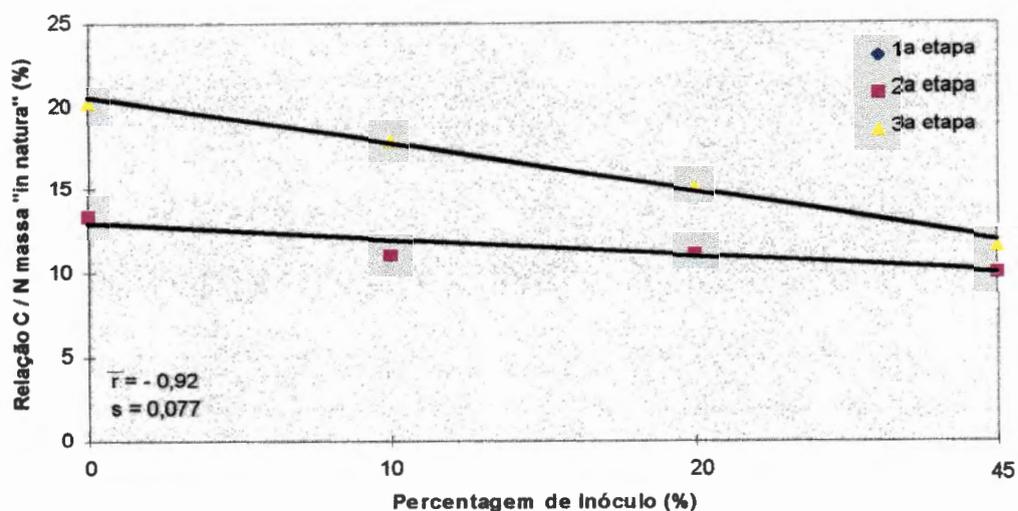


FIGURA 5.52.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e a relação C:N na massa "in natura".

5.6.3. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e a relação C:N na massa bioestabilizada descarregada dos reatores, são mostradas na Figura 5.53.

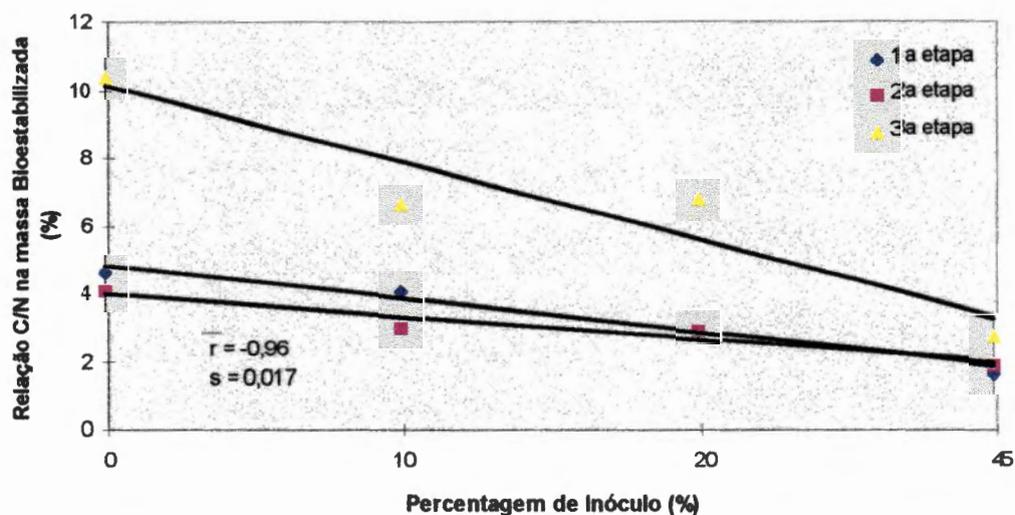


FIGURA 5.53.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e a relação C:N na massa bioestabilizada.

5.6.4. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e teor de umidade na massa bioestabilizada, descarregada dos reatores, são mostrados na Figura 5.54.

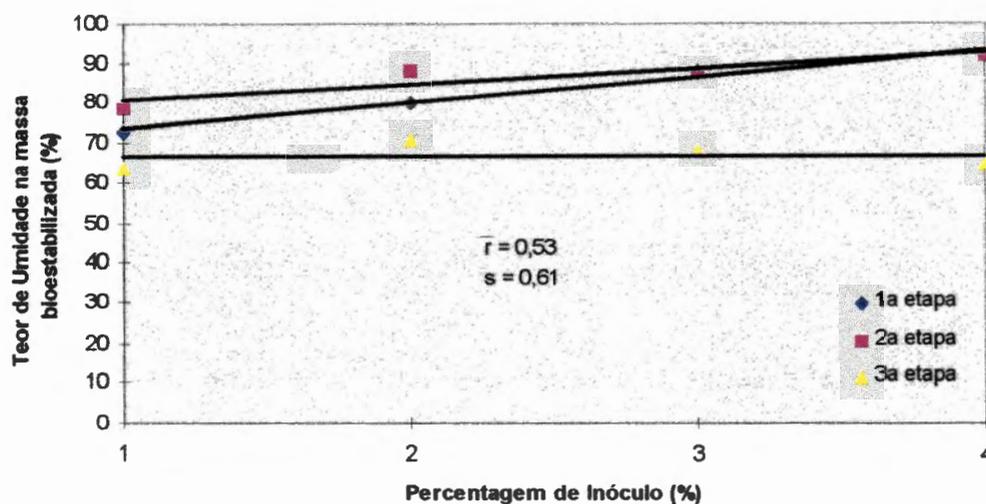


FIGURA 5.54.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e teor de umidade na massa bioestabilizada.

5.6.5. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato, e taxa de produção de biogás, resultante do processo de bioestabilização anaeróbia da matéria orgânica, são mostradas na Figura 5.55.

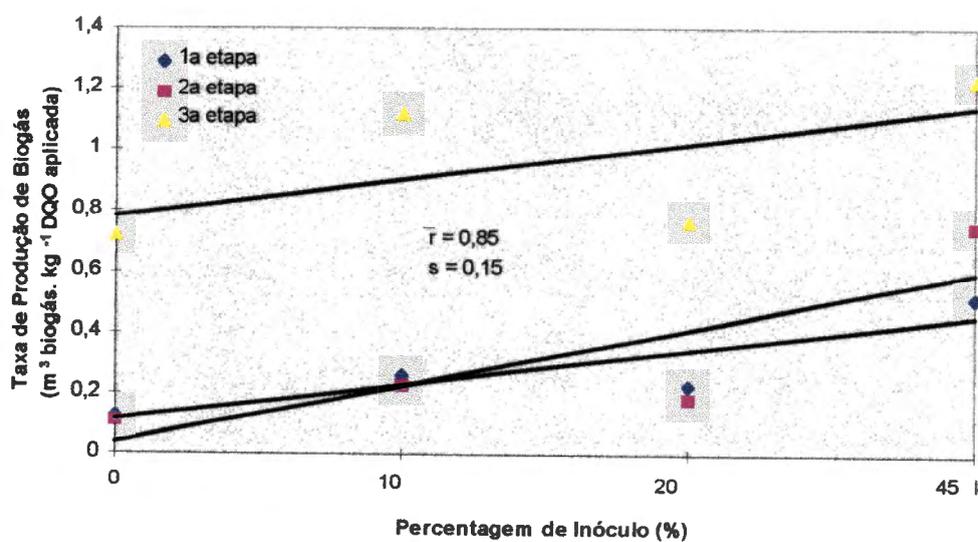


FIGURA 5.55.- Comportamento entre porcentagem em peso de inóculo e taxa de produção de biogás.

5.6.6. Correlações entre porcentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e taxa de produção de CH_4 , são apresentados na Figura 5.56.

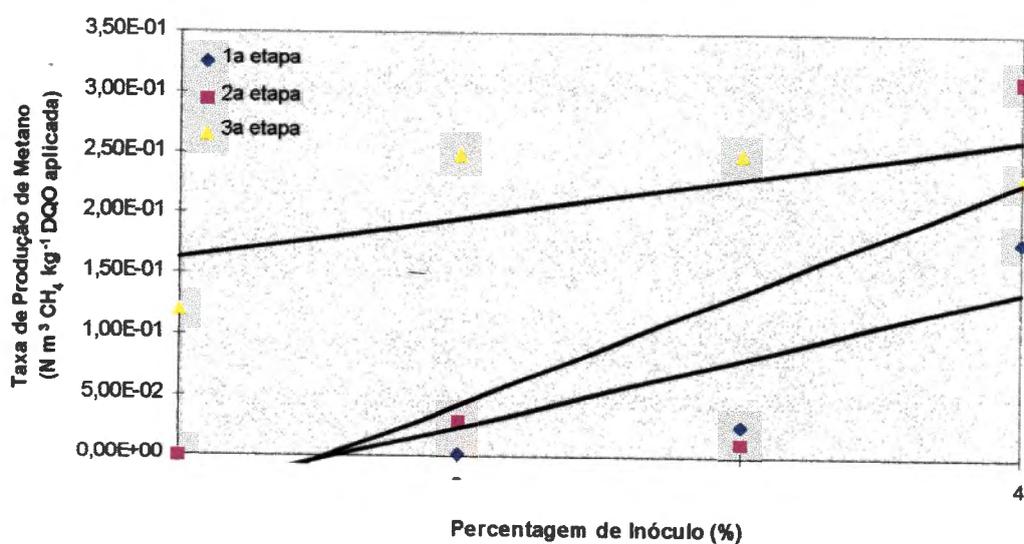


FIGURA 5.56.- Comportamento entre porcentagem em peso de inóculo e taxa de produção de CH_4 .

5.6.7. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e peso específico da massa bioestabilizada, são apresentados na Figura 5.57.

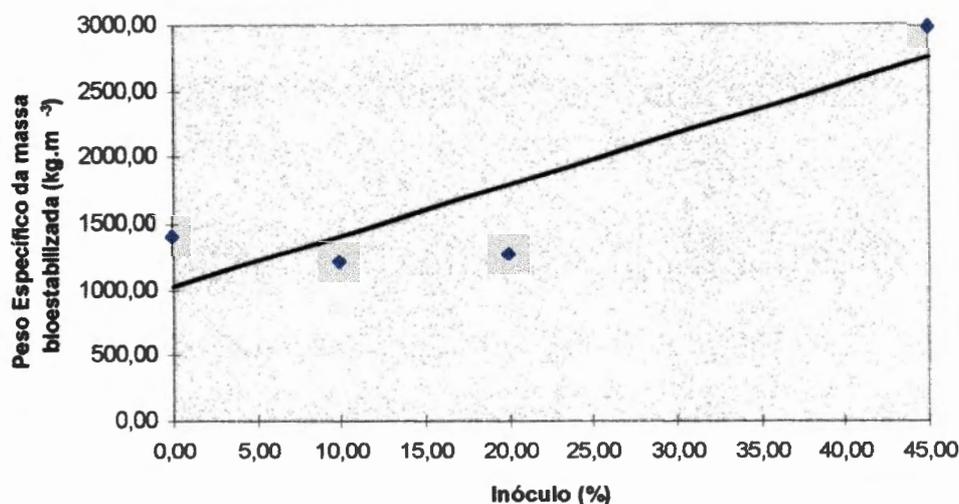


FIGURA 5.57.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo no substrato e peso específico da massa bioestabilizada.

5.6.8. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e volume de biogás produzido, são mostrados na Figura 5.58.

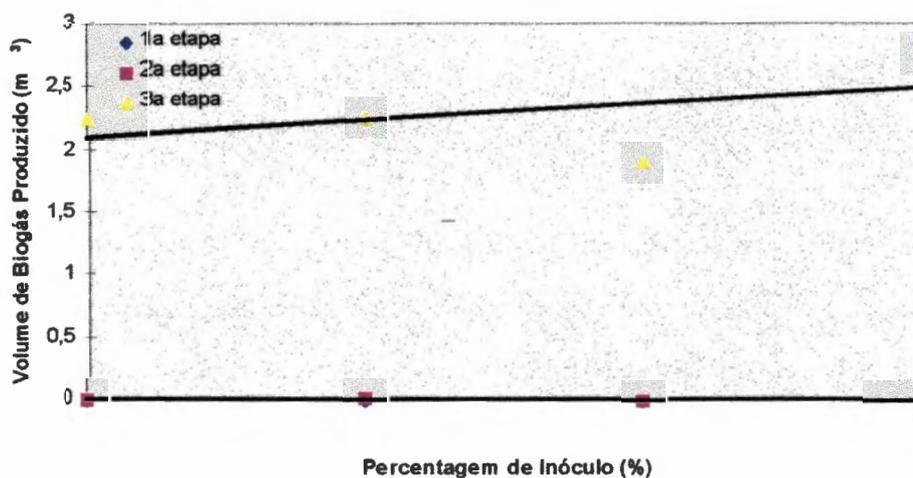


FIGURA 5.58.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e volume de biogás produzido.

5.6.9. Correlações entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e volume de CH_4 produzido, são observados na Figura 5.59.

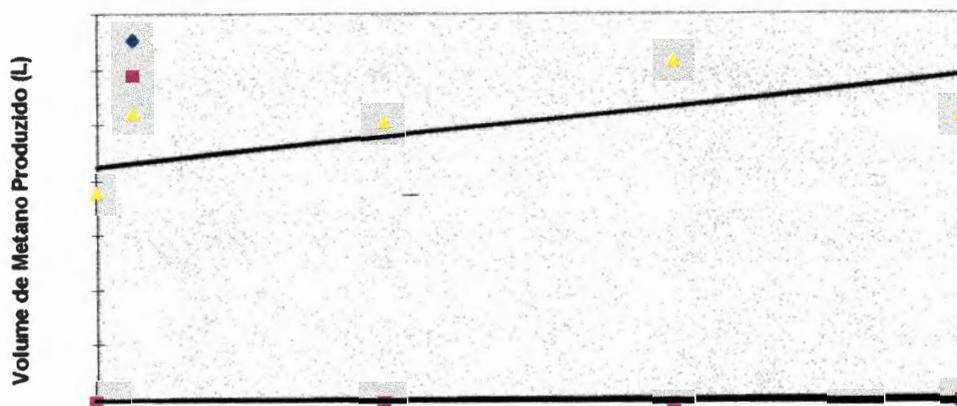


FIGURA 5.59.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e volume de CH_4 produzido.

5.6.10. Correlações entre percentagens em peso de inóculo adicionado ao substrato e tempo de operação onde foi alcançado o percentual máximo de CH_4 no biogás, são apresentados na Figura 5.60.

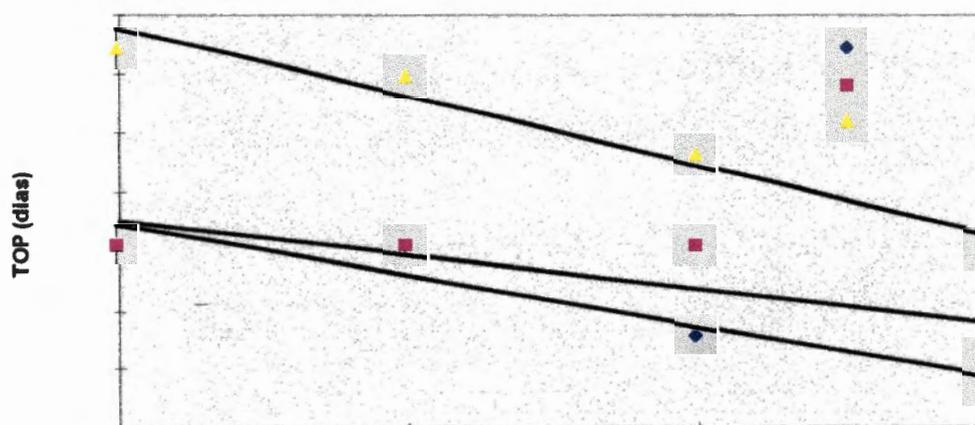


FIGURA 5.60.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e tempo de operação.

5.6.10. Correlação entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e eficiência de transformação de massa de carbono orgânico total, são mostrados na Figura 5.61.

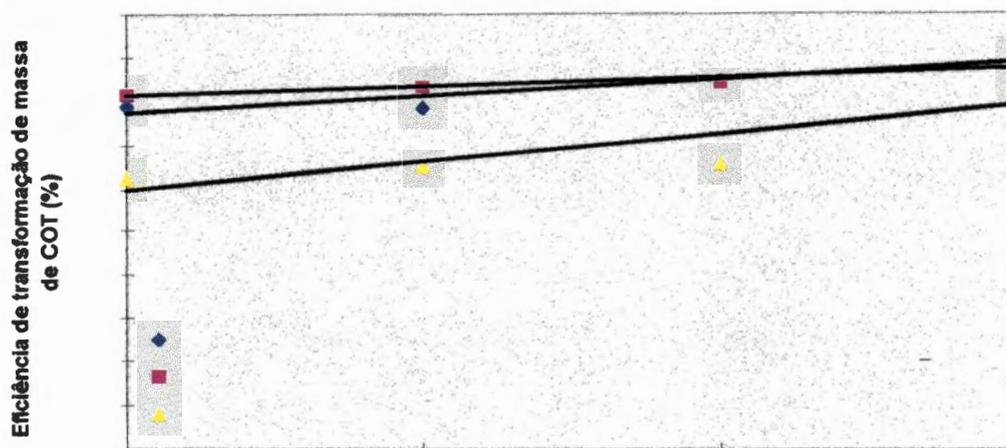


FIGURA 5.61.- Comportamento entre percentagem em peso de inóculo e eficiência de transformação de massa de carbono orgânico total.

5.7. Exames Microscópicos

Os resultados dos exames microscópicos relativos à microscopia eletrônica de varredura e microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase, são apresentados nas Figuras 5.62 a 5.69. Os exames foram realizados concomitantemente em amostras coletadas no leito filtrante dos reatores da 3.^a etapa.

Nas Figuras 5.62. e 5.63. são apresentados os resultados dos exames de microscopia eletrônica de varredura do material coletado no leito filtrante do reator C₃ da 3.^a etapa.

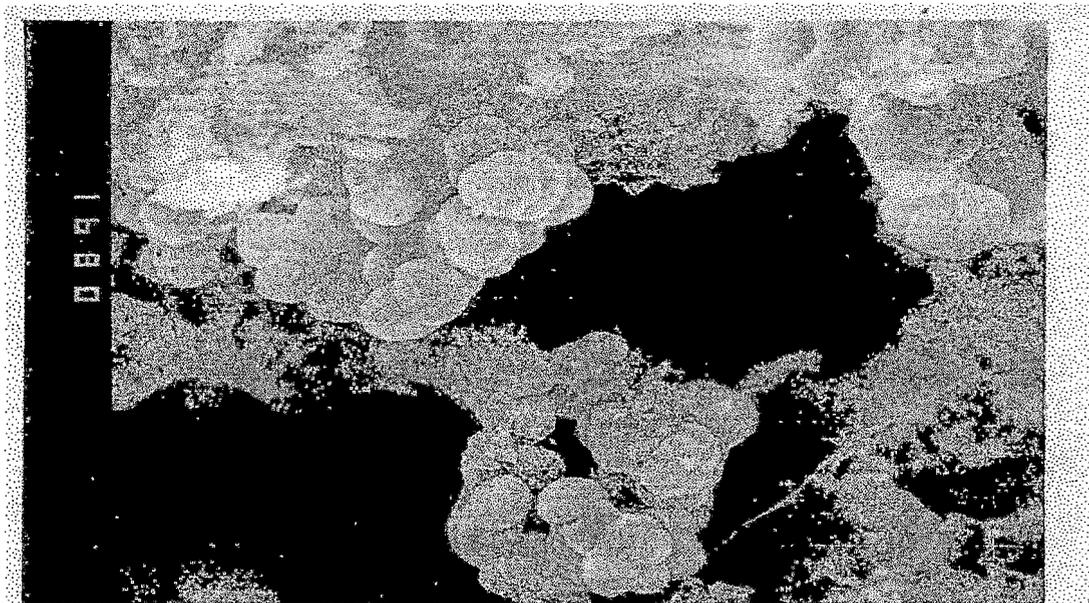


Figura 5.62.- Micrografia eletrônica de varredura. Amostra: Leito filtrante do reator C₃ (aumento de 3000x ; escala |——| 10 μm).

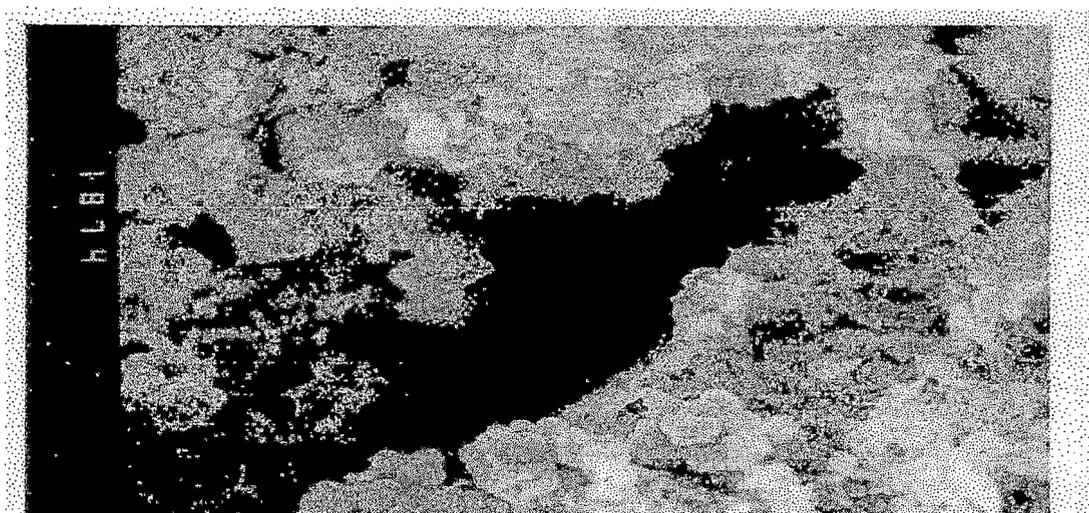


Figura 5.63.- Micrografia eletrônica de varredura. Amostra: Leito filtrante do reator C₃ (aumento de 1500x ; escala |——| 10 μm).

Nas Figuras 5.64. e 5.65. são apresentados os resultados dos exames de Microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase, realizado no material coletado no leito filtrante do reator C_3 na 3.^a etapa. As Figuras 5.64. e 5.65. são correspondentes.

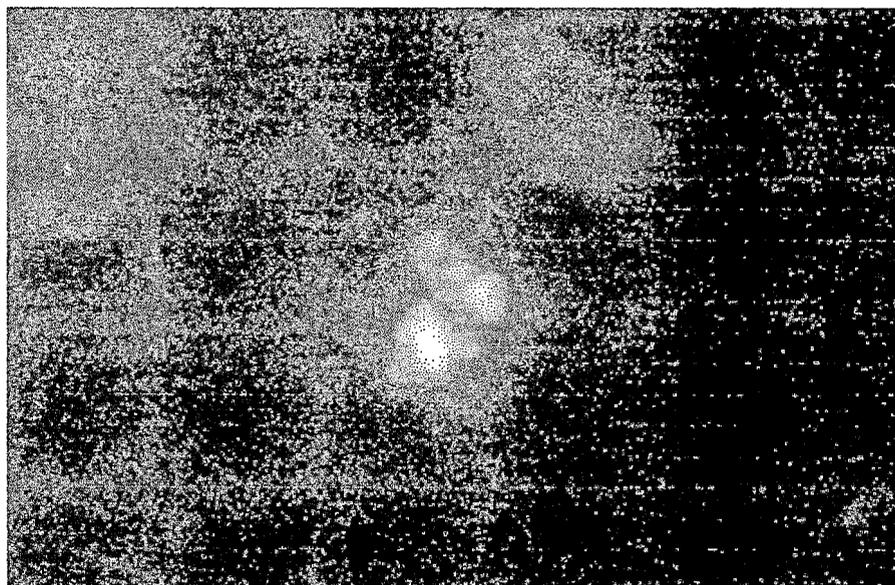


Figura 5.64.- Microscopia ótica de fluorescência. Amostra: Leito filtrante do reator C_3 . Aumento de 1000x (objetiva: 100, ocular: 10, zoom: 1,25).

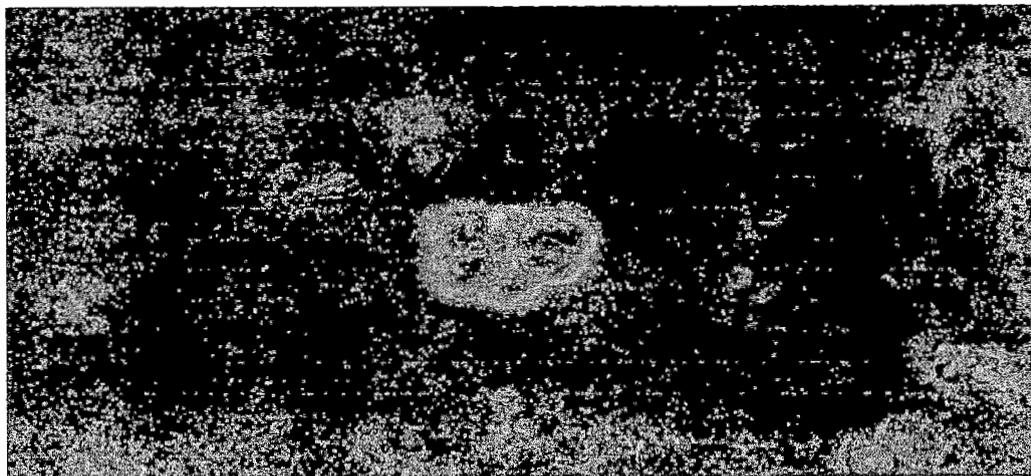


Figura 5.65- Microscopia ótica de contraste de fase. Amostra: Leito filtrante do reator C₃. Aumento de 1000x (objetiva: 100, ocular: 10, zoom: 1,25).

Nas Figuras 5.66. e 5.67., são apresentados os resultados dos exames de microscopia eletrônica de varredura do material coletado no leito filtrante de reator D₃ da 3.^a etapa.

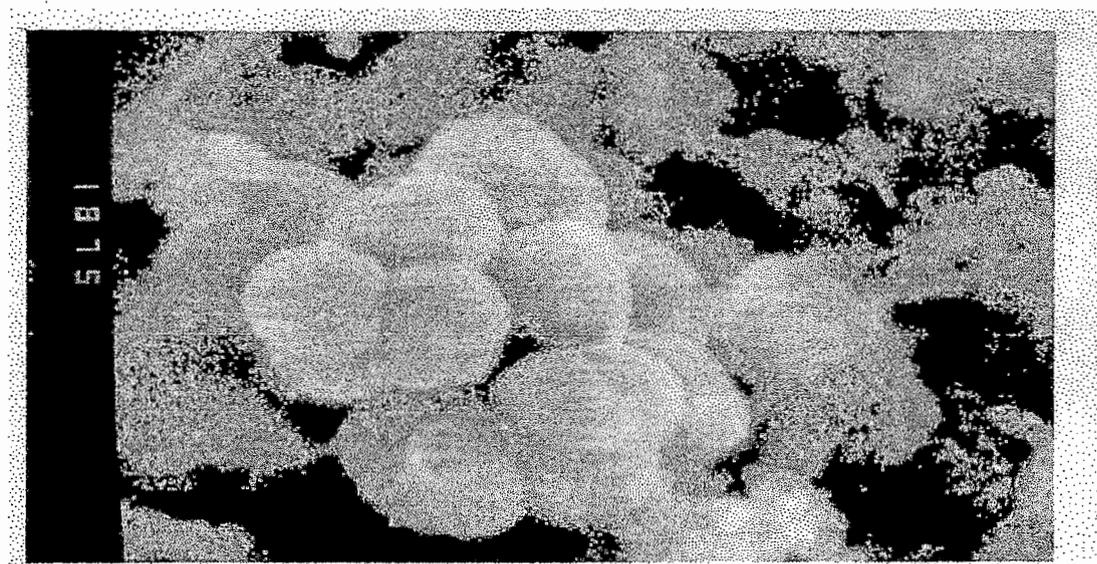


Figura 5.66- Micrografia eletrônica de varredura. Amostra: Leito filtrante do reator D₃ (aumento de 7000x ; escala |—————| 10 µm).

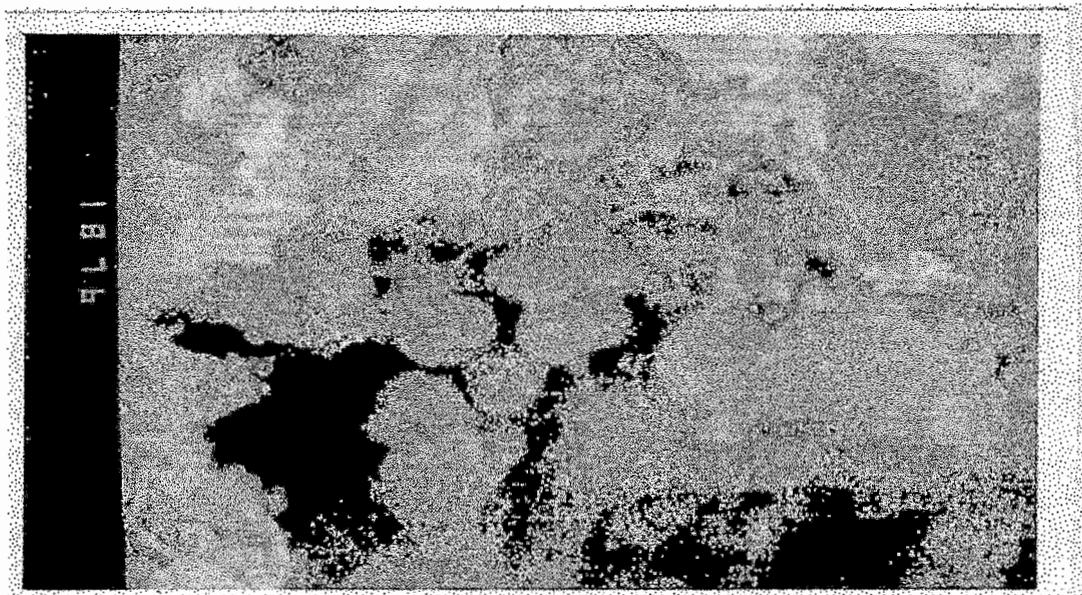


Figura 5.67- Micrografia eletrônica de varredura. Amostra: Leito filtrante do reator D₃ (aumento de 3000x ; escala $\overline{\quad\quad\quad}$ 10 μm).

Nas Figuras 5.68 e 5.69., são apresentados os resultados dos exames de microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase do material coletado no leito filtrante do reator D₃ da 3.^a etapa. As Figuras 5.68. e 5.69. são correspondentes.

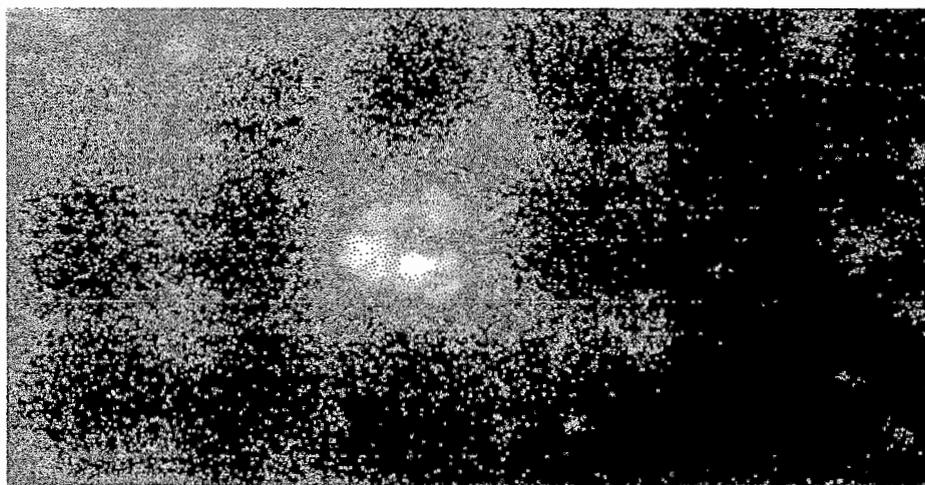


Figura 5.68- Microscopia ótica de fluorescência. Amostra: Leito filtrante do reator D₃ (aumento de 1000x ; objetiva 100 ; ocular 10 e zoom 1,25).

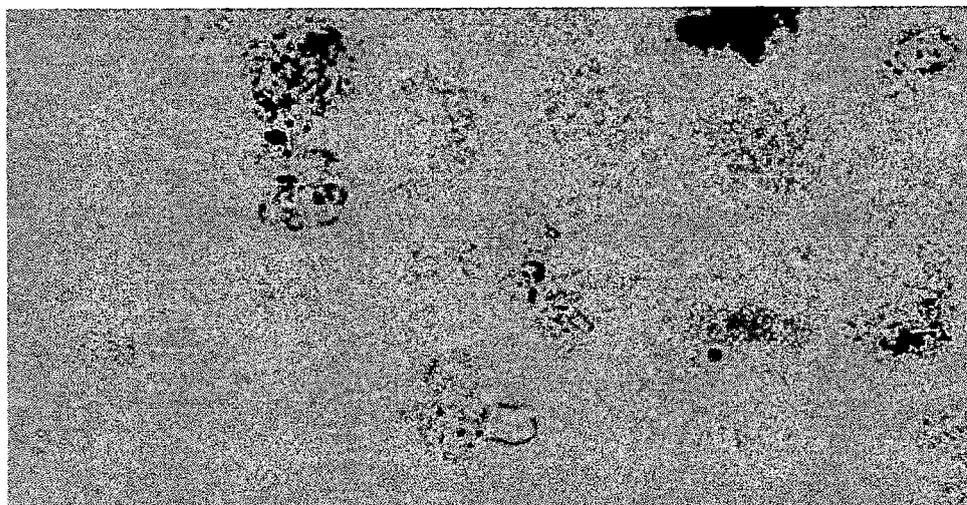


Figura 5.69- Microscopia ótica de contraste de fase. Amostra:Leito filtrante do reator D₃ (aumento de 1000x ; objetiva 100 ; ocular 10 e zoom 1,25).

6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

O processo de digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, quando empregado para alta concentração de sólidos, que em geral varia em média de 20 a 35% de sólidos totais, é uma tecnologia nova e sua aplicação objetivando a recuperação de energia não está totalmente desenvolvida.

As principais vantagens deste processo, estão relacionadas ao baixo requerimento de umidade e a alta produção de gás por unidade de volume do reator (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

Reportando-se a este trabalho, pode ser constatado que a concentração de sólidos totais variou de 16 a 35% para os reatores da 1.^a e 2.^a etapas e de 29,30 a 29,70% para os reatores da 3.^a etapa, confirmando o emprego do processo de digestão anaeróbia de alta concentração de sólidos à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial

6.1. Fração Sólida

Caracterizada pela fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, pelo lodo de esgoto industrial e pela massa bioestabilizada descarregada dos reatores.

6.1.1. Fração Sólida da 1.^a e 2.^a etapas

Observando-se os dados das Tabelas 5.1 e 5.7, verifica-se que o teor de umidade da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do substrato alimentado aos reatores variou de 64,86 a 83,96% para a 1.^a e 2.^a etapas do trabalho. Esta variação no teor de umidade se deve ao aumento da percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato. Para os reatores da 3.^a etapa, o teor de umidade foi de 70% tanto para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos como para o substrato.

Não ocorreram variações significativas nos valores de pH, sólidos totais voláteis, nitrogênio total e taxa de carregamento orgânico. Os sólidos totais voláteis variaram de 16,04 a 35,14%, enquanto as relações carbono:nitrogênio variaram de 10,14 a 15,50%. A massa de DQO aplicada à cada reator, variou de 9,11 a 14,62g e de 25,44 a 40,19g para os reatores da 1.^a e 2.^a etapas respectivamente.

Na massa bioestabilizada ocorreu um acréscimo médio de 15% no teor de umidade. Como não foi retirado percolado e nem adicionada água nos reatores destas duas etapas, esta variação no teor de umidade pode ser atribuída a possíveis erros na coleta da amostra, quer seja no carregamento ou descarregamento dos reatores.

Com exceção dos reatores da série A, os demais reatores não conseguiram estabelecer níveis satisfatórios de pH recomendados para o processo de digestão anaeróbia. Foi constatada uma redução média de 83% nos sólidos totais voláteis e de 41% no nitrogênio total, levando portanto a uma baixa relação carbono:nitrogênio na massa bioestabilizada.

No caso específico deste trabalho, foi verificado a presença de forte correlação entre a eficiência de redução de sólidos totais voláteis e a percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato, conforme mostrado na Figura 6.1.

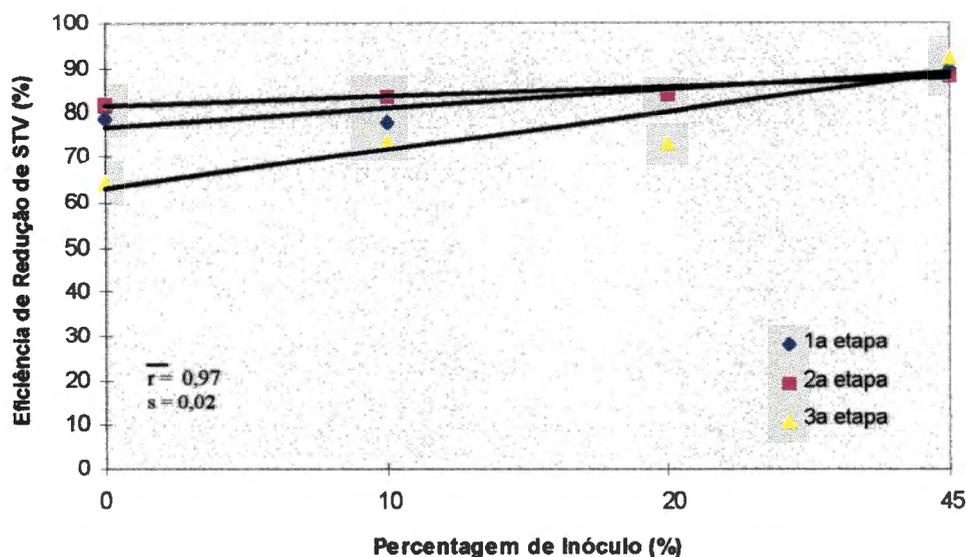


FIGURA 6.1. - Correlações entre eficiência de redução de sólidos totais voláteis e porcentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato.

6.1.2. Fração Sólida da 3.^a etapa

Para os reatores da 3.^a etapa, o teor de umidade foi praticamente o mesmo, tanto para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos alimentadas ao reator A₃, como para o substrato alimentado aos reatores B₃, C₃ e D₃.

Ocorreram acentuadas flutuações nos valores do pH, sólidos totais voláteis, nitrogênio total e taxa de carregamento orgânico. As relações carbono:nitrogênio variaram de 7,7 a 16,23 e será melhor discutida posteriormente. A massa de DQO aplicada variou de 2.259,0 a 3.078,0g, não levando-se em consideração o reator E₃, que foi alimentado somente com lodo.

Na massa bioestabilizada, ocorreu uma pequena redução no teor de umidade, quando comparado com o teor de umidade do substrato. Isto se deve provavelmente a possíveis problemas referentes a coleta da amostra para análise, além de pequenos erros associados às determinações analíticas.

Foram verificadas reduções bastantes significativas nos sólidos totais voláteis e no carbono orgânico total. A redução média do carbono orgânico total foi de 67%, enquanto a redução média do nitrogênio total foi de 36%. Isto justifica a baixa relação carbono/nitrogênio apresentada na massa bioestabilizada. Neste trabalho considerou-se a massa bioestabilizada, quando esta apresenta pH em torno de 7,0, carbono orgânico total inferior a 10% e concentrações reduzidas de metais pesados.

6.2. Fração Líquida da 3.^a Etapa

A caracterização quali e quantitativa dos líquidos percolados nos reatores da 3.^a etapa, foi realizado durante todo o período de operação dos reatores. O volume de líquidos percolados, produzidos pelo processo de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em reatores anaeróbios, com características similares a deste trabalho, não sofrem influências de fatores oriundos de condições climáticas no caso de regiões tropicais e nem das propriedades geológicas e hidrogeológicas do solo. Os principais fatores associados a produção de líquidos percolados são basicamente o teor de umidade, a natureza dos resíduos a serem tratados, a granulometria e possivelmente ao peso específico aplicado. A interferência destes fatores favorece a dissolução do material insolúvel presente nos resíduos, transformando-os de sólidos para líquidos.

Na Tabela 6.1., mostra-se o volume de água inicial e final contido na massa de resíduo "in natura" e bioestabilizada, volume de água adicionado aos reatores e o volume de líquidos percolados produzidos pelo processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Sendo o trabalho realizado com umidade controlada, para cada volume de líquido percolado retirado do sistema, era adicionado igual volume de água bruta.

TABELA 6.1.- Volume de água inicial, final e adicionado e volume de líquidos percolados produzidos.

Parâmetro	Volume inicial	Volume final	Volume adicionado	Volume de percolado produzido (L)	Desvio padrão relativo ao volume de percolado.
Reator	(L)	(L)	(L)		
A ₃	22,49	20,39	12,0	14,80	
B ₃	22,11	22,19	12,0	11,80	1,30
C ₃	22,13	21,37	12,0	12,50	
D ₃	21,57	19,70	12,0	13,50	

Analisando os dados da Tabela 6.1., pode-se constatar que a diferença entre volume de água inicial mais volume de água adicionado e volume de água final mais volume de percolado produzido, variou de 0,12 a 0,71 litros. Estas diferenças estão associadas principalmente as perdas de volume de água ocorridas na operação de recirculação.

Neste trabalho, não existem parâmetros que possam avaliar a influência da granulometria, do teor de umidade e do peso específico aplicado, em relação a produção de percolado, haja visto, terem sido todos parâmetros padronizados no monitoramento do processo.

Nas Figuras 6.2. e 6.3. Anexo A, são mostrados os comportamentos dos potenciais metanogênicos dos líquidos percolados coletados na hora do descarregamento dos reatores A₃ e C₃.

Analisando as Figuras 6.2. e 6.3. Anexo A, verifica-se a viabilidade de se usar este percolado como inóculo em sistemas recém-carregados, tratando à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, ou submetê-lo ao tratamento anaeróbio em sistemas de uma única fase.

Observa-se que o percolado produzido pelo reator C₃, produziu biogás com 76% de CH₄ aos 20 dias de operação, demonstrando apresentar

melhores condições de bioestabilização anaeróbia do que o percolado produzido pelo reator A₃.

A seguir, são apresentados e discutidos o comportamento dos principais parâmetros do processo de bioestabilização anaeróbia que foram monitorados na fração líquida.

Para parâmetros que apresentaram fraca correlação, são apresentados apenas o comportamento da evolução temporal e os dados dispostos em Tabelas, objetivando subsidiar pesquisas futuras.

6.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O monitoramento do pH nos processos de bioestabilização anaeróbia, fornece respostas advindas das interações físico-químicas e microbiológicas ocorridas no sistema.

O comportamento da evolução temporal do pH nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa, está representado na Figura 5.7. Conforme observado, o reator D₃ foi o que primeiro alcançou patamares de pH recomendados para o bom desempenho dos processos anaeróbios.

No 6.^o mês de operação ocorreu estabilidade do pH no percolado do reator D₃.

Os reatores C₃ e B₃, atingiram pH em torno de 7,0 somente no 14.^o mês de operação, mas mesmo assim, continuaram apresentando constantes flutuações. Quanto ao reator A₃, a estabilidade do pH no percolado só ocorreu no 19.^o mês de operação. Foi constatado, que existe forte correlação entre concentração de sólidos totais voláteis e pH, fato este explicado pela hidrólise do material particulado. Correlações entre pH e DQO, pH e ácidos graxos voláteis apresentaram tendência da mesma natureza, conforme pode-se observar nas Figuras 5.9. e 5.10. do Anexo A.

Tratando-se das correlações estabelecidas entre pH nos líquidos percolados e percentagem de CH_4 no biogás são observadas na Figura 5.11., Anexo A. Verifica-se que apesar de ter havido forte correlação, o reator D_3 apresentou tendência diferenciada dos demais reatores, haja visto, ter sido operado por longo tempo com limitação de substrato.

No geral, pode-se afirmar que a adição de inóculo contribuiu de maneira eficaz para a estabilidade do pH nos líquidos percolados resultantes do processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

6.2.2. Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis

A evolução temporal da alcalinidade total nos líquidos percolados, apresentou fraca correlação.

Analisando a Figura 5.12., pode ser observado a influência do inóculo na estabilidade da alcalinidade total nos líquidos percolados. Correlações entre alcalinidade total e ácidos graxos voláteis foram mais representativas para os reatores que receberam maior percentagem em peso de inóculo.

O comportamento da evolução temporal para a concentração dos ácidos graxos voláteis nos líquidos percolados, apresentou significativo coeficiente de correlação para todos os reatores.

Há estreita correlação entre concentração de DQO, ácidos graxos voláteis e percentagem de CH_4 no biogás, conforme mostrado na Figura 6.4. Isto pode ser explicado pelas vias metabólicas envolvidas no processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

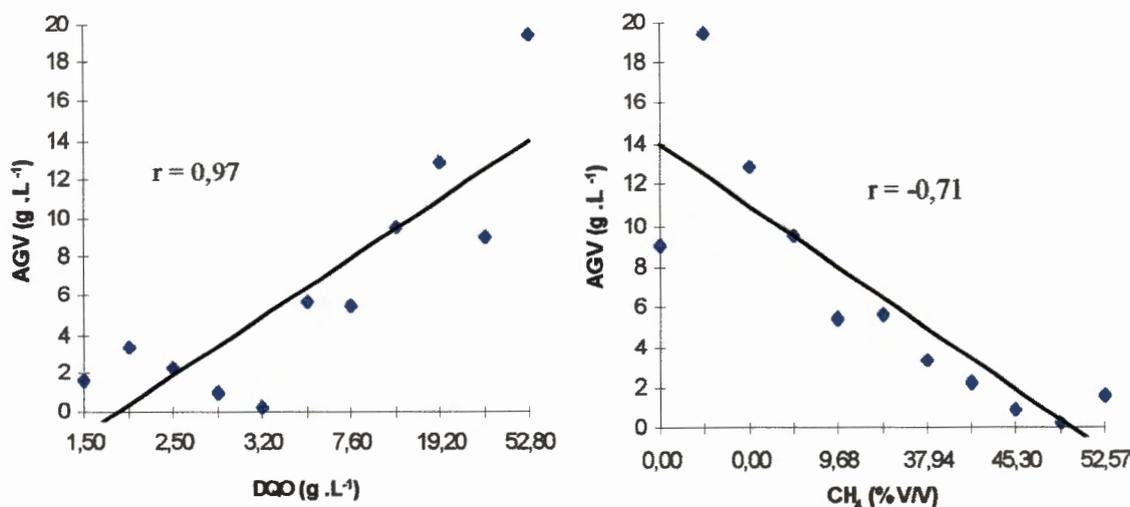


FIGURA 6.4.- Correlação entre DQO e ácidos graxos voláteis, ácidos graxos voláteis e percentagem de CH₄ no biogás - Reator D₃.

6.2.3. Sólidos Totais Voláteis

O comportamento da evolução temporal dos sólidos totais voláteis mostrado na Figura 5.19., denota o acentuado declínio na concentração de sólidos totais voláteis ao longo do tempo de operação. A análise estatística demonstra que o índice de estabilidade da concentração de sólidos totais voláteis é diretamente proporcional a percentagem em peso de inóculo adicionado à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Tomando-se como referência a maior e a menor concentração de sólidos totais voláteis no percolado produzido durante o período de monitoramento dos reatores da 3.^a etapa, verifica-se que a eficiência de redução da concentração de sólidos totais voláteis não sofreu influência da percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato.

Na Figura 6.5., está representado o comportamento da eficiência de redução da concentração de sólidos totais voláteis, em função da percentagem de inóculo utilizado. Foi definido fraco coeficiente de correlação demonstrando portanto, que o comportamento dos sólidos totais voláteis não

expressa com precisão os mecanismos de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

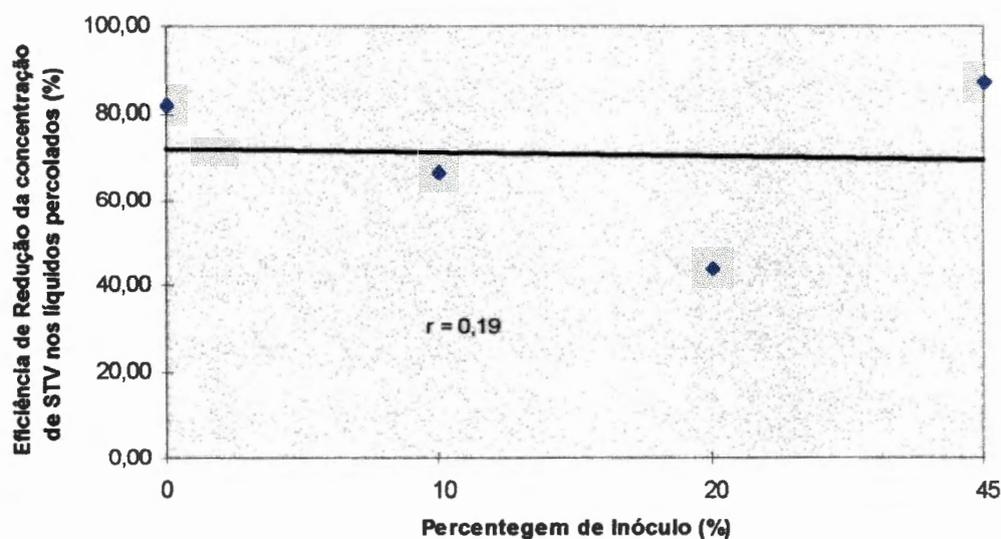


FIGURA 6.5. - Comportamento da eficiência de redução de STV nos líquidos percolados em função da percentagem de inóculo.

6.2.4. Demanda Química de Oxigênio

Analisando o comportamento da evolução temporal da concentração de DQO nos líquidos percolados mostrado na Figura 5.36., observa-se que a adição de inóculo acelera o processo de bioestabilização anaeróbia da matéria orgânica, especificamente a fase metanogênica, denotada pela queda brusca na concentração de DQO nos líquidos percolados e o aumento expressivo da percentagem de CH_4 no biogás produzido. Analisando a Figura 5.36., verifica-se que através da hidrólise do material particulado, forma-se uma massa de DQO solúvel que é utilizada pelos microrganismos responsáveis pelas etapas da acetogênese e metanogênese do processo de bioconversão anaeróbia.

Segundo LIMA (1988), é possível dizer que a variação da DQO em função do tempo de disposição dos resíduos, expressa de forma indireta, o

rendimento das atividades microbianas envolvidas no processo. A massa de DQO adicionada ao sistema, associada a parâmetros físico-químicos e bacteriológicos são os responsáveis maiores pelo desempenho do processo. Quanto a concentração de DQO nos líquidos percolados, a eficiência de redução variou de 84 a 85%, sendo estabelecido forte coeficiente de correlação em relação a percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato.

A Figura 6.6., representa a tendência da eficiência de redução da concentração de DQO nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa em função da percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato.

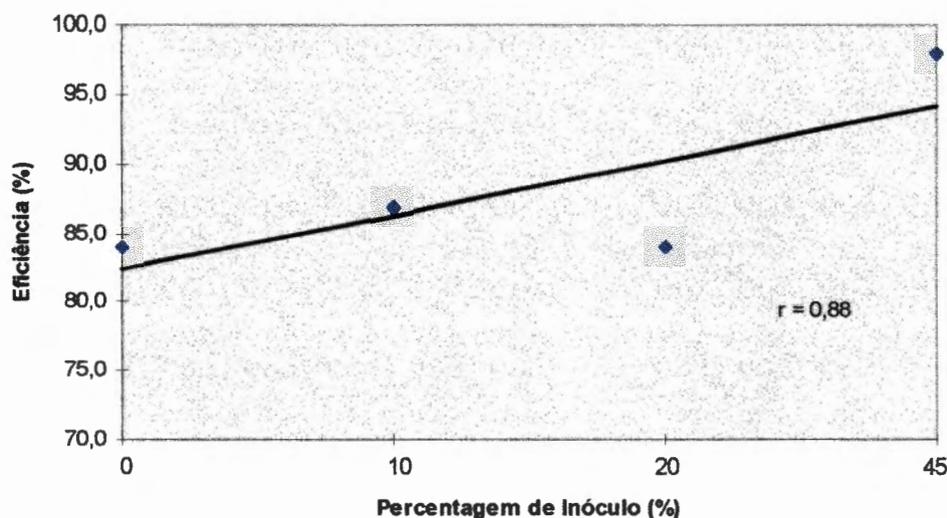


FIGURA 6.6. - Comportamento da eficiência de redução da concentração de DQO nos líquidos percolados.

6.2.5. - Potencial Redox

Pela análise gráfica da Figura 5.25., observa-se uma tendência de declínio dos valores do potencial redox nos líquidos percolados em todos os reatores da 3.^a etapa. Embora tenha havido limitações técnicas nas

determinações analíticas do potencial redox, mesmo assim, estas tendências ratificam o controle do potencial redox no entendimento do comportamento dos microrganismos, quanto ao estado de oxidação ou redução do meio. A adição quantitativa de inóculo, favorece sobremaneira a atividade metanogênica, indicativos estes comprovados pela redução do meio e consequente aumento do percentual de CH_4 no biogás. Ficou constatado que a estabilidade do processo como um todo está condicionado aos valores negativos do potencial redox, que para muitos autores situa-se na faixa de -100 a -600 mV. Neste trabalho, os valores do potencial redox variaram de -50 a -350 mV, e a percentagem máxima de CH_4 foi alcançada para valores mais reduzidos do potencial redox nos líquidos percolados, confirmando que as bactérias metanogênicas requerem meios reduzidos para o seu pleno desenvolvimento. Pode-se constatar que o comportamento do potencial redox nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa deste trabalho, estabeleceu tendência similar ao processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário em trabalho realizado por LIMA (1988).

Nas Figuras 6.7., 6.8., 6.9. e 6.10., são apresentados os modelos de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto sanitário.

A fração orgânica dos resíduos sólidos utilizada neste trabalho, apresentou tempo de bioestabilização anaeróbia superior a 600 dias, conforme mostrado na Figura 6.7. Tendo sido padronizados os parâmetros: granulometria, percentual de umidade, peso específico e a composição físico-química dos resíduos, atribui-se ao inóculo a redução no tempo de bioestabilização da matéria orgânica, favorecido possivelmente por uma relação mais equilibrada de nutrientes e por um ecossistema mais favorável ao desenvolvimento das atividades metanogênicas.

No caso do reator A₃, ficou constatado que aos 600 dias de operação, foi alcançado apenas 30% de CH₄ na composição do biogás e a DQO do líquido percolado ainda estava em torno de 15 g . L⁻¹.

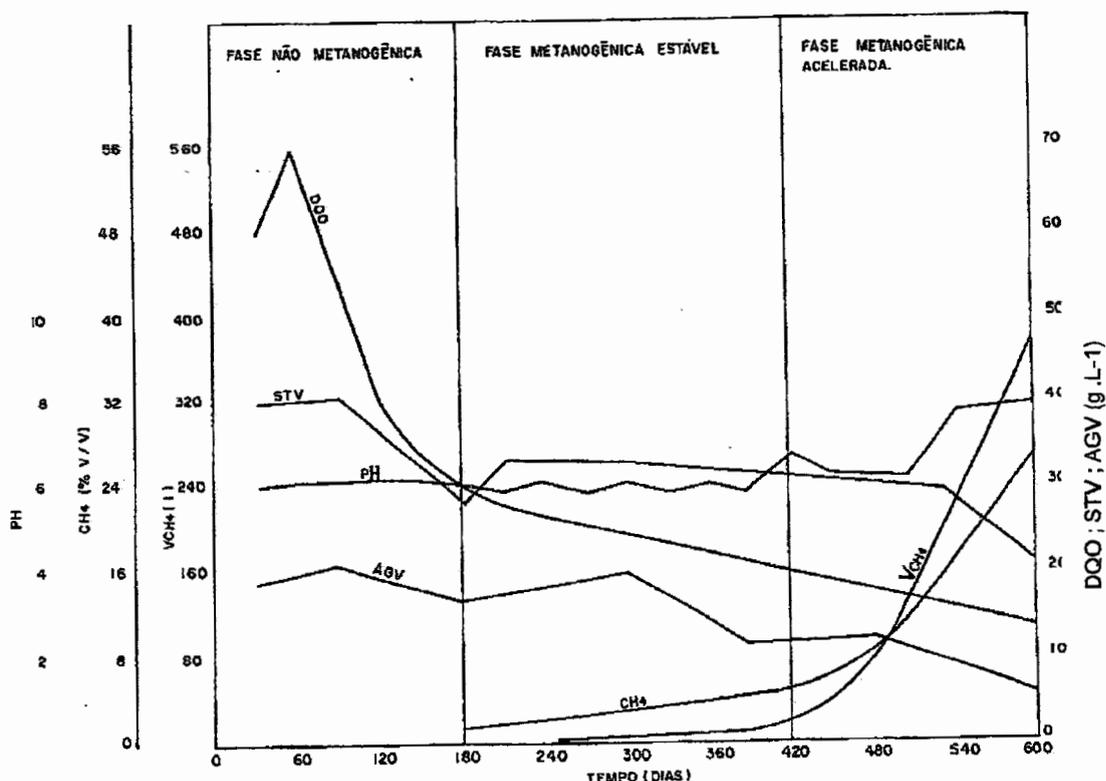


FIGURA 6.7.- Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos - reator A₃.

Com 10% (percentagem em peso) de inóculo adicionado ao substrato, a resposta do sistema foi verificada na fase metanogênica acelerada, onde o pico máximo de CH₄ no biogás foi de 60%. Neste período já ocorria uma tendência acentuada de estabilização dos parâmetros utilizados na definição do modelo, representado pela Figura 6.8.

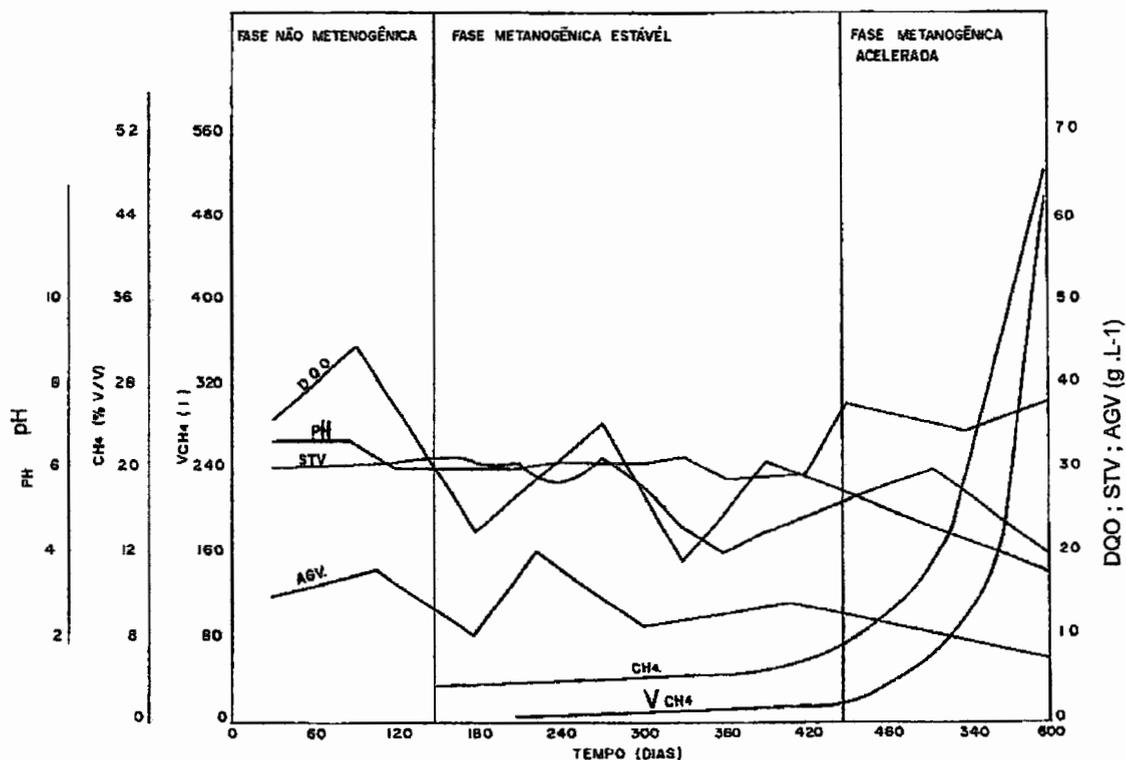
B₃ = Fig. 6.4.

FIGURA 6.8.- Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbica da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial - reator B₃.

Com referência ao reator C₃, em que o substrato alimentado continha 20% de inóculo, a fase metanogênica acelerada teve início aos 300 dias, chegando a atingir 56% de CH₄ no biogás aos 360 dias de operação, com relativa estabilidade dos demais parâmetros monitorados. A Figura 6.9. representa o modelo de bioestabilização anaeróbica da matéria orgânica para o reator C₃.

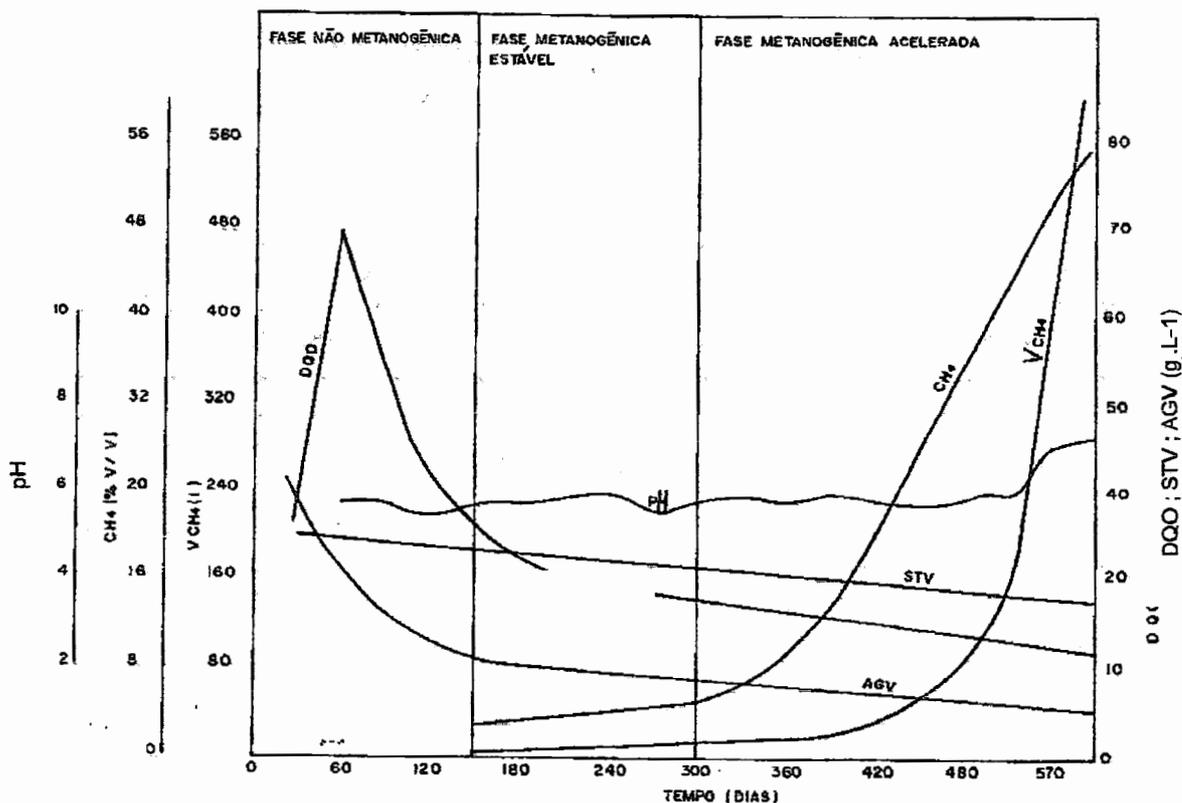
C₃ - Fig. 6.5

FIGURA 6.9.- Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbica da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial - reator C₃.

Para o reator D₃, cujo substrato continha em média 45% em peso de inóculo, houve definição de 04 fases de bioestabilização da matéria orgânica, conforme mostrado na Figura 6.10. Para este reator, a fase metanogênica acelerada teve duração média de 240 dias.

Foram estabelecidas ainda as fases metanogênicas desacelerada e a de bioestabilização final da matéria orgânica.

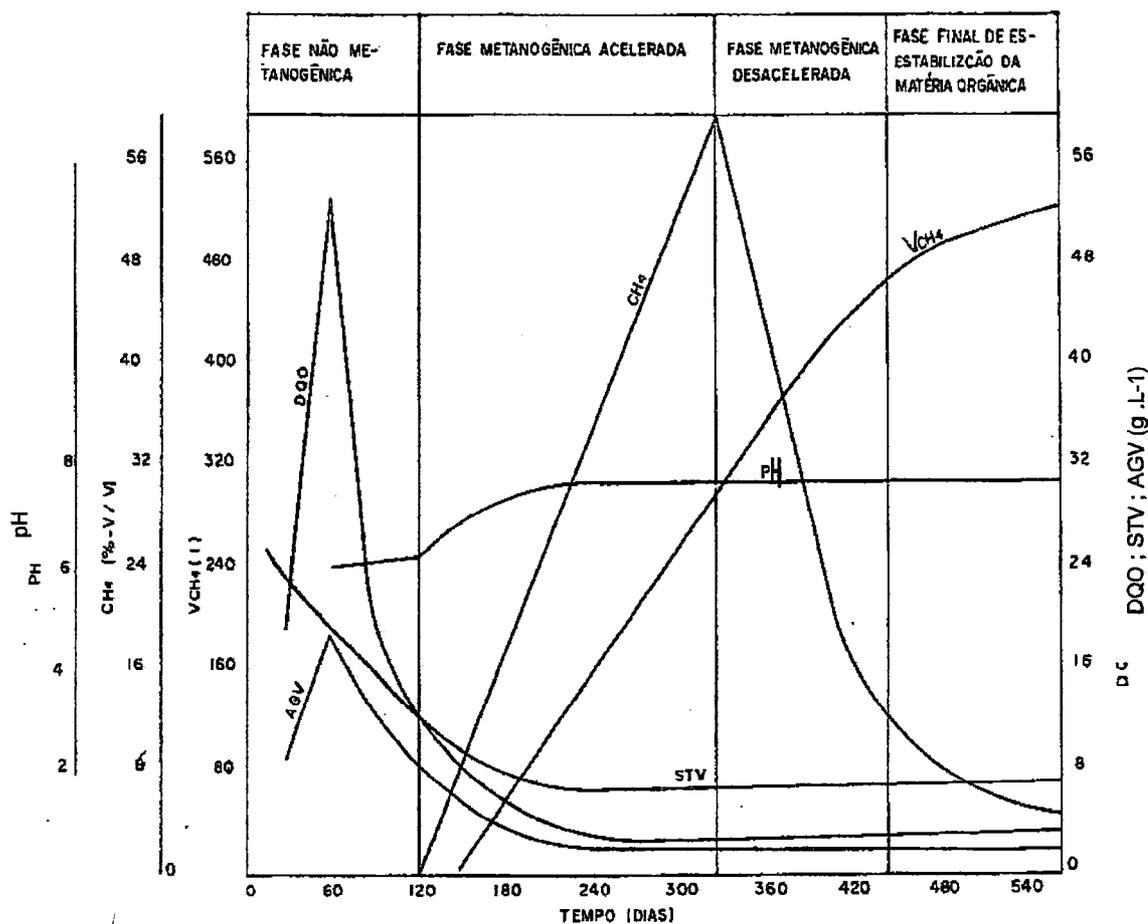


FIGURA 6.10.- Comportamento do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial - reator D₃.

Na Tabela 6.2., são apresentados os valores do percentual máximo de gás CH_4 no biogás produzido pelo processo de bioestabilização anaeróbia da matéria orgânica para os reatores das três etapas.

TABELA 6.2. - Percentagem máxima de CH₄ no biogás em relação ao tempo de operação.

Reator / Etapa	1. ^a etapa	2. ^a etapa	3. ^a etapa
A	1,95 % (180 dias)	1,90 % (165 dias)	31,0 % (645 dias)
B	6,15 % (180 dias)	60,00 % (300 dias)	66,00 % (600 dias)
C	27,5 % (195 dias)	25,0 % (193 dias)	56,0 % (540 dias)
D	70,0 % (73 dias)	73,0 % (120 dias)	60,0 % (300 dias)

Reportando-se aos dados apresentados na Tabela 6.2., verifica-se que o processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos nos 180 dias de operação dos reatores da série A da 1.^a e 2.^a etapas, produziu biogás com 1,9% (percentagem em volume) de gás metano. Considerando-se este mesmo tempo de operação, observa-se que para o reator A da 3.^a etapa, o processo alcançou apenas 0,5% de gás metano no biogás. Isto se justifica pela própria composição química dos resíduos sólidos urbanos que não apresentaram uma relação equilibrada de nutrientes e de uma reduzida população bacteriana incapaz de desenvolver satisfatoriamente o processo.

Observa-se que não existe uma relação de proporcionalidade perfeita entre percentagem de inóculo adicionado ao substrato e tempo de bioestabilização da matéria orgânica. Isto se deve possivelmente a heterogeneidade do substrato e a complexidade envolvida nos processos biológicos.

Para um mesmo tempo de operação, são mostrados na Tabela 6.3., as percentagens máximas de CH₄ no biogás.

TABELA 6.3. - Percentagens máximas de CH₄ no biogás aos 300 dias de operação.

Reator / Etapa	1. ^a etapa	2. ^a etapa	3. ^a etapa	Desvio padrão
A	0,0 %	0,0 %	4,0 %	2,3
B	1,2 %	62,0 %	6,0 %	33,8
C	20,0 %	20,0 %	12,0 %	4,6
D	61,0 %	56,0 %	60,0 %	2,6

Analisando os dados da Tabela 6.3., observa-se que as percentagens de gás metano resultante do processo de bioestabilização da matéria orgânica foram diretamente proporcionais as percentagens (em peso) de inóculo utilizado na preparação do substrato.

6.2.6. Metais Pesados

Existem ainda muitas controvérsias no que diz respeito ao comportamento dos metais pesados presentes nos resíduos sólidos urbanos quando submetidos ao processo de tratamento anaeróbio, quer em digestores anaeróbios convencionais ou em aterros sanitários.

É necessário conhecer-se os mecanismos que governam o referido comportamento. Para aterro sanitário, por exemplo, são investigados atualmente os seguintes mecanismos:

- precipitação de metais pesados pelos sulfetos e posterior imobilização;
- encapsulamento de partículas de lodo hidróxi-metálicos por carbonatos e sulfetos sólidos;
- formação de complexos metálicos com substâncias húmicas (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Até o presente, várias investigações já foram realizadas, sobretudo interações entre metal pesado e pH, metal pesado e solo, metal pesado e as próprias substâncias orgânicas dos resíduos. É neste contexto que são levantadas as mais importantes observações sobre o comportamento dos metais pesados no processo de digestão anaeróbia.

Neste trabalho, através da caracterização dos metais pesados na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, no lodo de esgoto industrial, na massa alimentada aos reatores e na massa bioestabilizada descarregada dos reatores após o período de operação, pode-se observar a ocorrência dos fenômenos de solubilização e lixiviação dos metais pesados caracterizados no processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Nas Figuras 5.28. a 5.35. anexo A, são mostradas as tendências das evoluções temporais dos metais pesados.

Nos primeiros 12 meses de operação, verificou-se a ocorrência de estabilidade na concentração de metais pesados nos líquidos percolados. Neste período, com exceção dos líquidos percolados do reator D₃, os líquidos percolados dos demais reatores, encontravam-se com pH em torno de 6,0. Porém, constata-se que os picos de solubilização e lixiviação de metais pesados nos líquidos percolados ocorreram com pH moderadamente ácidos.

Na Figura 6.11., está representado o comportamento dos metais pesados nos líquidos percolados do reator D₃ em função do pH.

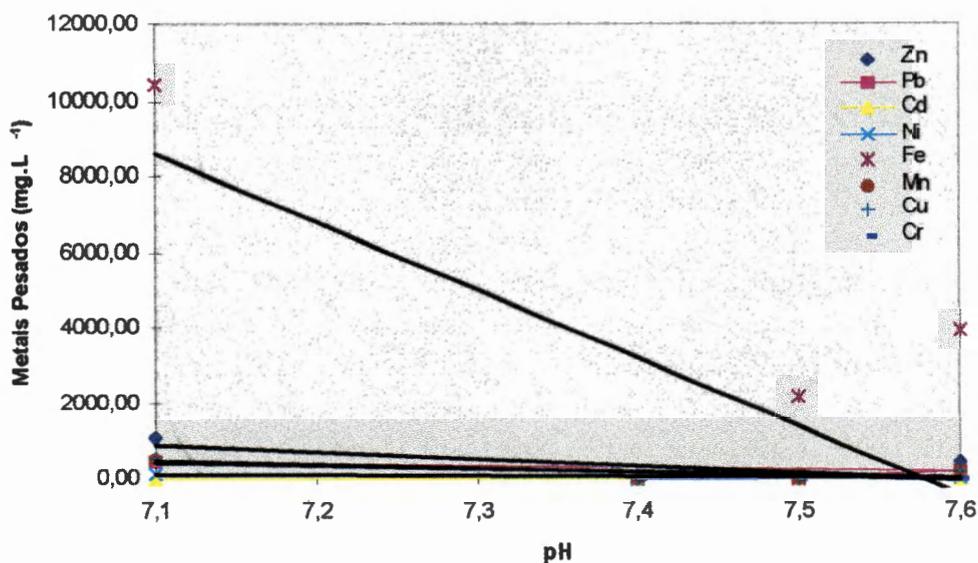


FIGURA 6.11. - Comportamento dos metais pesados em função do pH nos líquidos percolados do reator D₃.

O comportamento das Figuras 5.28 a 5.35 Anexo A, indica a retenção de metais pesados na massa bioestabilizada, causada provavelmente pelos mecanismos de precipitação, encapsulamento ou formação de complexos. Comportamento similar foi estabelecido em estudos de avaliação de metais pesados em percolado de aterro em função do tempo de disposição realizados por MERBACH(1989).

Possivelmente, a solubilização dos metais pesados, está associada a fase de hidrólise do material orgânico particulado, favorecida sobretudo pelo teor de umidade do substrato, ausência de sulfetos metálicos além de outros fatores que certamente precisam ser melhor investigados.

6.3. Fração Gasosa

Um dos parâmetros utilizados para se avaliar a estabilidade dos processos anaeróbios é a relação CH₄ / CO₂. Teoricamente é citado, que quando esta relação atinge valor médio de 1,5 o processo alcançou o estado de

equilíbrio dinâmico. Nestas condições, o biogás produzido pela bioestabilização da matéria orgânica contém em média 60% de metano e 40% de dióxido de carbono.

Para uma melhor avaliação do desempenho do processo anaeróbio de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário foram determinados modelos da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$, como também da composição do biogás para cada reator nas três diferentes etapas do trabalho. O objetivo destes modelos é contribuir para uma análise mais acurada da influência do inóculo no desempenho do processo.

6.3.1. - 1.^a Etapa

Na Figura 6.12. está representado o modelo da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ para os reatores da 1.^a etapa.

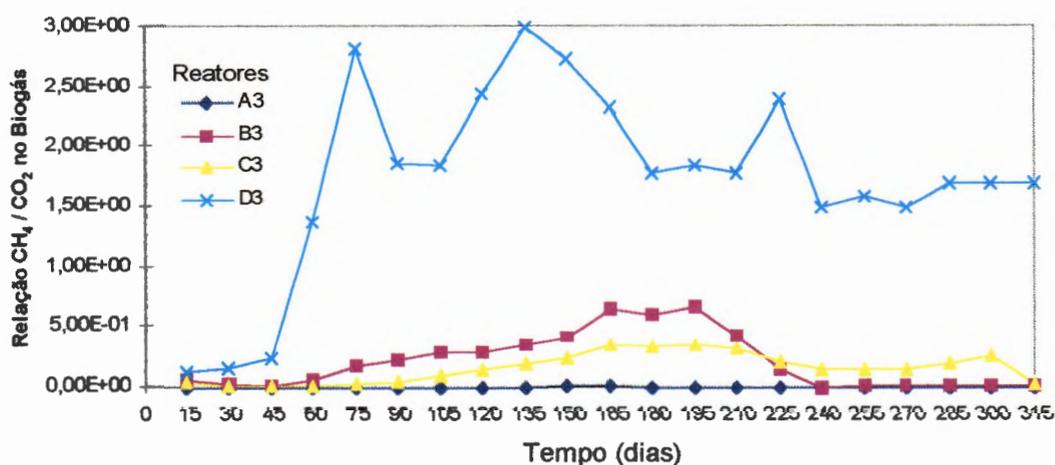


FIGURA 6.12.- Modelo da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ para os reatores da 1.^a etapa.

Analisando a Figura 6.12., verifica-se que o reator D₁ aos 75 dias de operação atingiu o valor máximo da relação CH₄ / CO₂. Para os demais reatores, considerando-se este mesmo tempo de operação, os valores das relações CH₄ / CO₂ são de $2,3 \times 10^{-1}$, $3,6 \times 10^{-3}$ e $8,1 \times 10^{-4}$, respectivamente para os reatores C₁, B₁ e A₁. Para os reatores da 1.^a etapa, foi estabelecido forte coeficiente de correlação entre percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato e a relação CH₄ / CO₂ do biogás produzido, cujo comportamento está representado na figura 6.13.

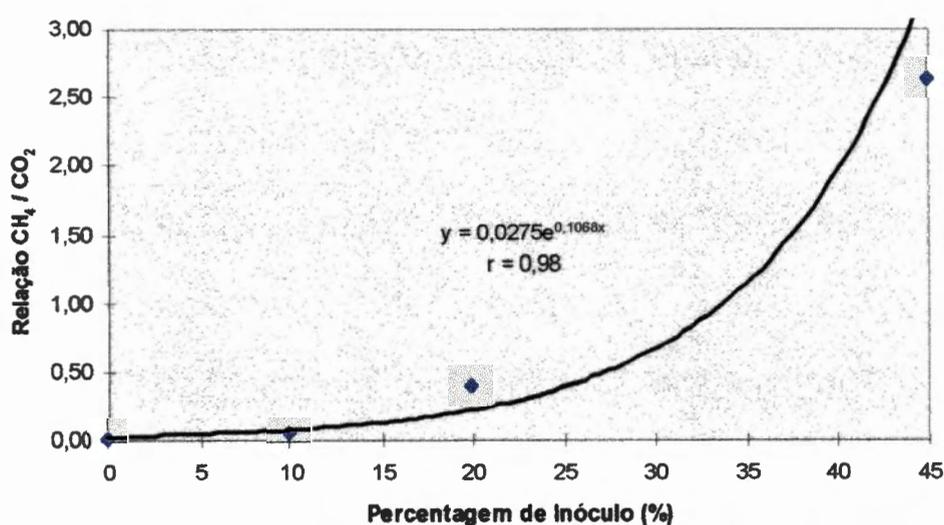


FIGURA 6.13. - Comportamento entre percentagem de inóculo no substrato e a relação CH₄ / CO₂.

Na Figura 6.14., está representado o modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 1.^a etapa.

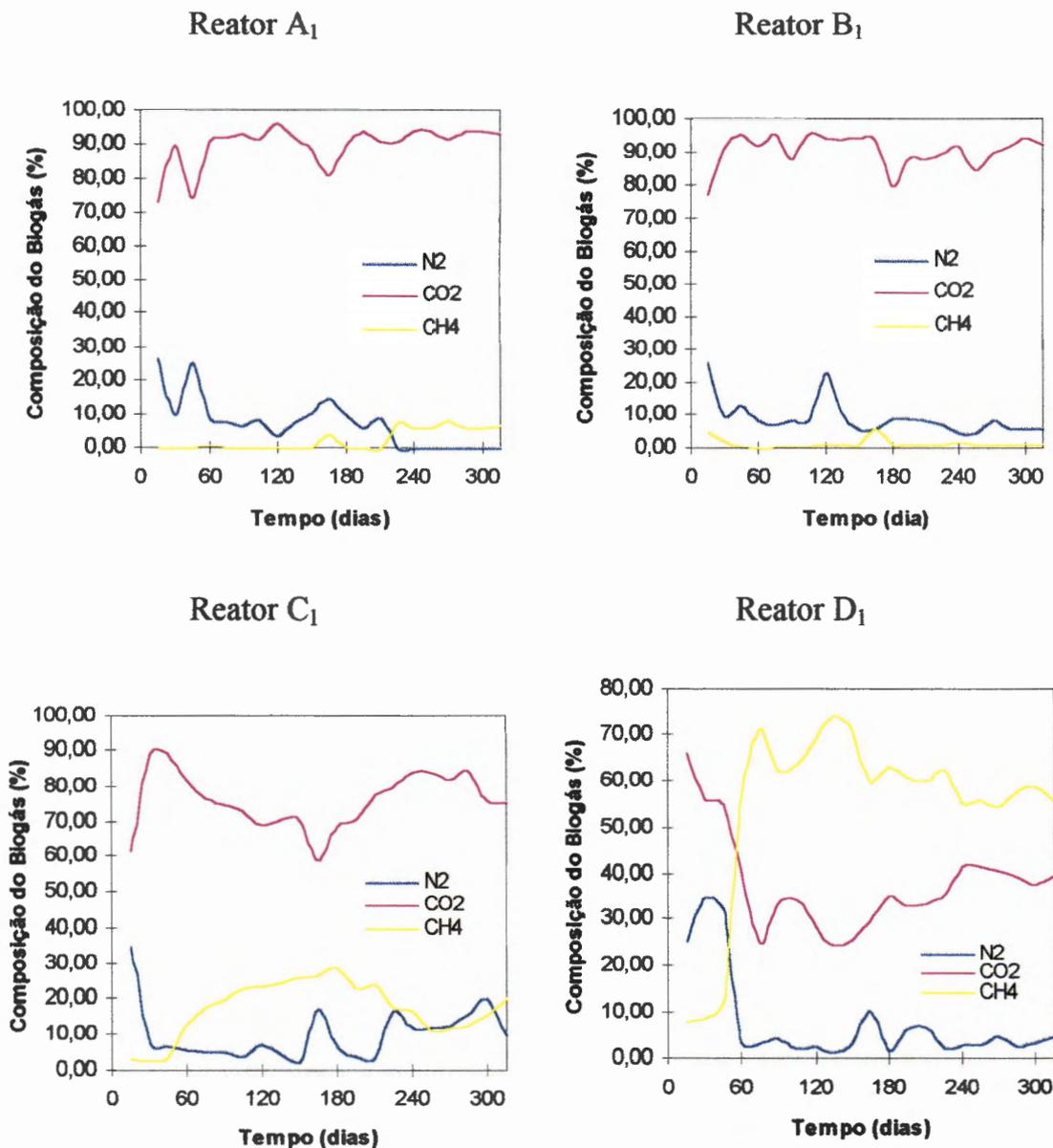


FIGURA 6.14.- Modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 1.^a etapa.

Analisando o comportamento dos modelos acima estabelecidos, fica evidente a influência do inóculo no processo de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Para os reatores da 1.^a etapa, a contribuição do inóculo apresentou desempenho diretamente proporcional a sua percentagem em peso no substrato.

6.3.2. - 2.^a Etapa

Na Figura 6.15. está representado o modelo da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ para reatores da 2.^a etapa.

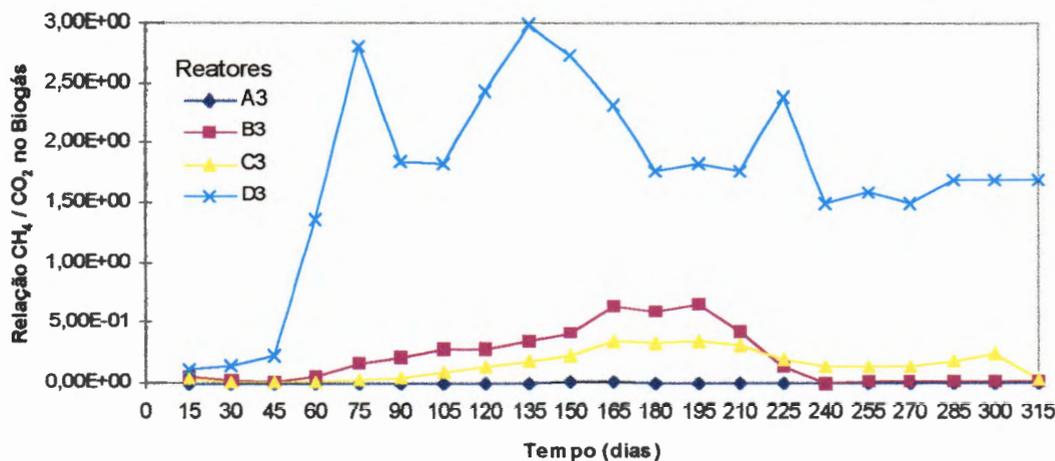


FIGURA 6.15.- Modelo da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ para reatores da 2.^a etapa.

Analisando a Figura 6.15., verifica-se que o reator D₂ aos 135 dias de operação atingiu o valor máximo da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$. Para os demais reatores, considerando-se este mesmo tempo de operação, os valores das relações $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ são de $1,80 \times 10^{-1}$, $3,5 \times 10^{-1}$ e $2,6 \times 10^{-3}$, respectivamente para os reatores C₂, B₂ e A₂. Para os reatores da 2.^a etapa, foi definido forte coeficiente de correlação linear entre as várias percentagens em peso de inóculo adicionado ao substrato e a relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ do biogás produzido.

Na Figura 6.16., pode-se verificar o comportamento desta correlação.

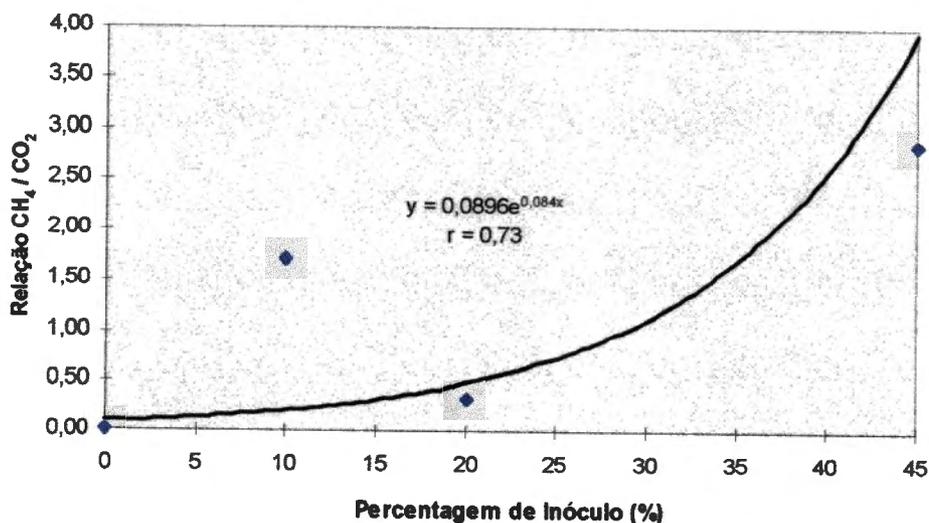
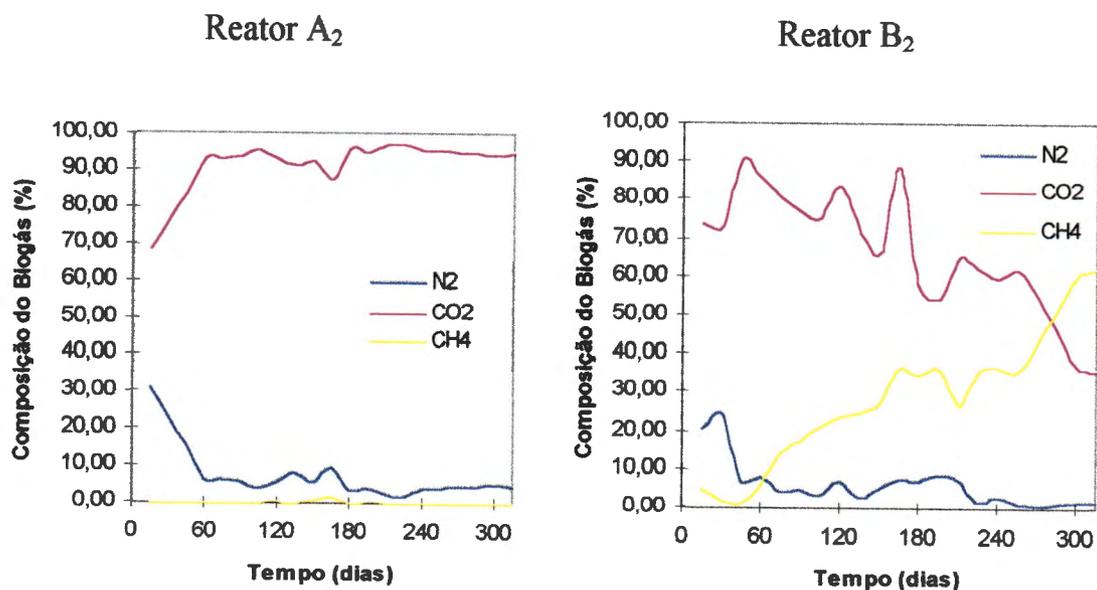


FIGURA 6.16. - Comportamento entre porcentagem em peso de inóculo no substrato e a relação CH_4 / CO_2 no biogás.

Na Figura 6.17. está representado o modelo da evolução temporal da composição do biogás, para os reatores da 2.^a etapa.



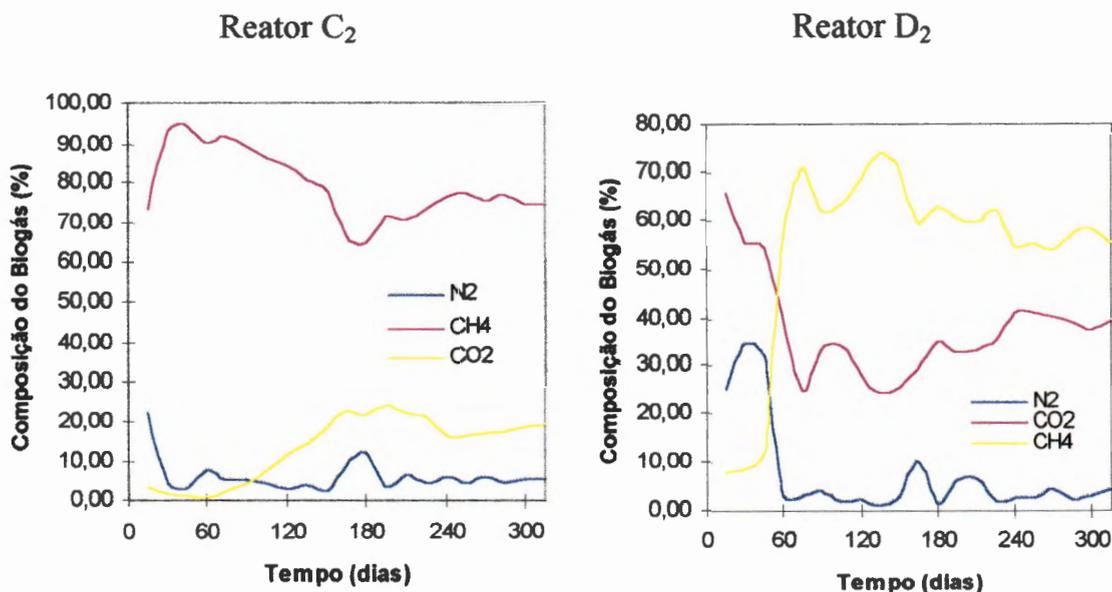


FIGURA 6.17.- Modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 2.^a etapa.

Comparando o comportamento dos reatores da 1.^a e 2.^a etapas em termos da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ e da composição do biogás, constata-se que não houve diferenças significativas com relação ao desempenho dos reatores. Mesmo tendo sido de 135 dias o pico máximo da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ para o reator D₂, salienta-se que aos 75 dias de operação, este reator apresentou relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ de 2,83, enquanto para o reator D₁ o valor desta relação é 2,77.

6.3.3. - 3.^a Etapa

Na Figura 6.18., está representado o modelo da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ para os reatores da 3.^a etapa.

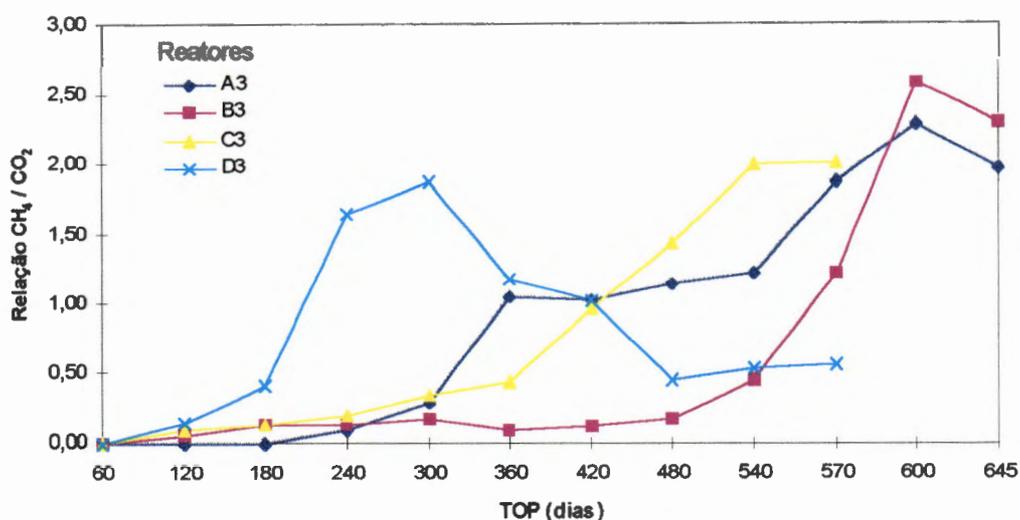


FIGURA 6.18.- Modelo da evolução temporal da relação CH₄ / CO₂ para os reatores da 3.^a etapa.

Analisando a Figura 6.18., verifica-se que o reator D₃ aos 300 dias de operação alcançou o valor máximo da relação CH₄ / CO₂. Para os demais reatores, considerando-se este mesmo tempo de operação, os valores das relações CH₄ / CO₂ são de $3,5 \times 10^{-1}$, $1,8 \times 10^{-1}$ e $2,9 \times 10^{-1}$, respectivamente para os reatores C₃, B₃ e A₃.

Na Figura 6.19., são demonstradas correlações lineares estabelecidas entre as percentagens em peso de inóculo adicionado ao substrato e os respectivos tempos de operações necessários para que fosse alcançado os maiores índices das relações CH₄ / CO₂ no biogás produzido pelos reatores das três etapas.

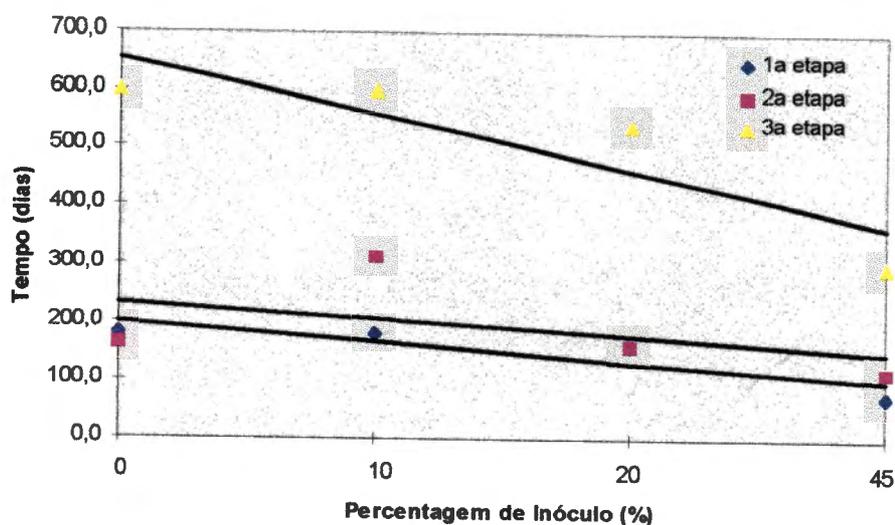
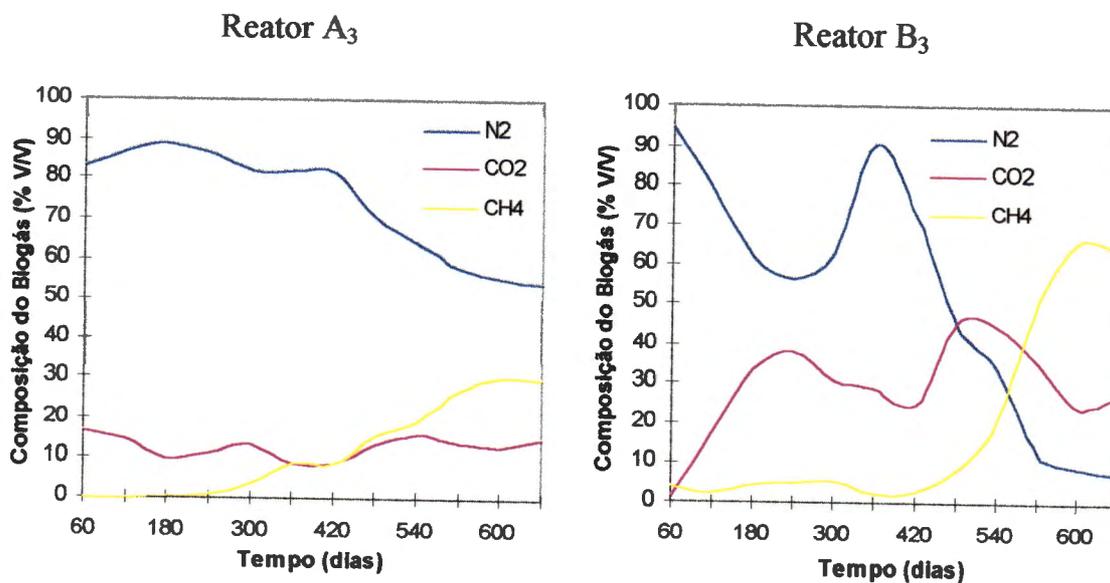


FIGURA 6.19. - Comportamento das relações $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ em função das porcentagens de inóculo e do tempo de operação.

Na Figura 6.20., está representado o modelo da evolução temporal da composição do biogás, para os reatores da 3.^a etapa.



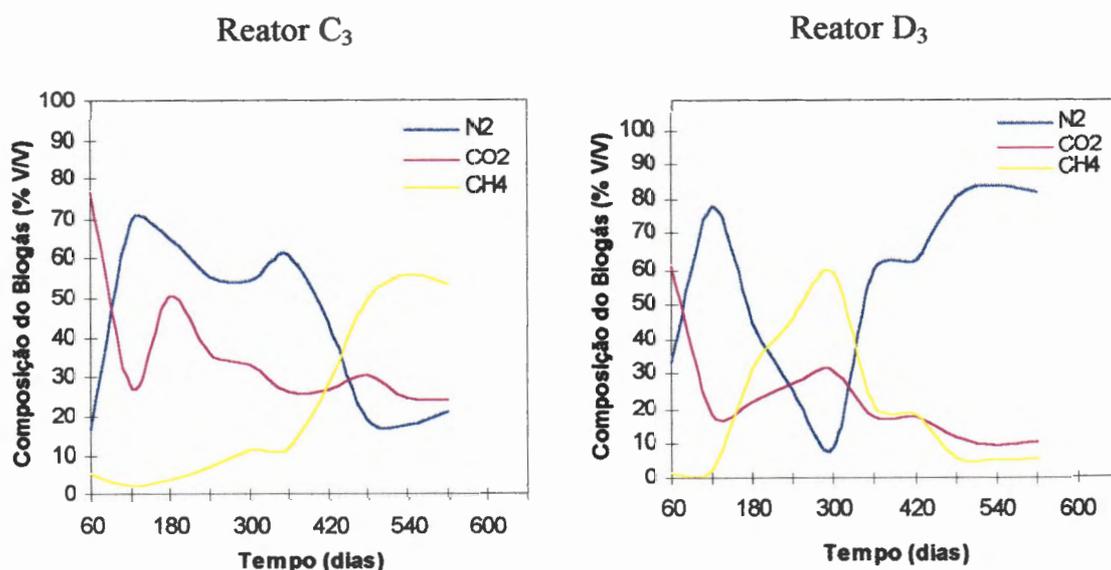


FIGURA 6.20.- Modelo da evolução temporal da composição do biogás para os reatores da 3.^a etapa.

Comparando o comportamento dos reatores da 1.^a e 2.^a etapas com os da 3.^a etapa, constata-se diferenças significativas, tanto em termos da evolução temporal da relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$, como também da evolução temporal da composição do biogás.

Levando-se em consideração que substrato e parâmetros operacionais apresentam características similares para as três etapas do trabalho, fica evidente a influência da escala de reatores no processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, e da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto sanitário.

6.4. Balanço de Massa

6.4.1. Balanço de Massa de DQO para os Reatores da 3.^a Etapa

A aplicação do balanço de massa objetiva fornecer dados que subsidiem a uma avaliação mais realista dos mecanismos envolvidos no processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculadas com lodo de esgoto sanitário.

Considerando-se que somente para os reatores da 3.^a etapa, foram monitoradas as frações sólidas, líquidas e gasosas e que estes reatores são de escalas bem mais representativas do que os reatores da 1.^a e 2.^a etapas, foram priorizados os dados destes reatores para a aplicação do balanço de massa.

Na Tabela 6.4., são apresentados as percentagens de transformação de massa de DQO em função das percentagens em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato, para os reatores das três etapas. Pode ser observado que as percentagens de transformação de massa de DQO foram favorecidas pelo tempo de operação dos reatores. Isto se deve provavelmente a predominância de materiais celulolíticos na constituição química dos resíduos sólidos urbanos.

TABELA 6.4. - Percentagens de transformação de massa de DQO.

Etapa / Inóculo	1. ^a etapa (%)	2. ^a etapa (%)	3. ^a etapa (%)	Desvio Padrão
0,0	50,0	39,5	61,4	10,95
10,0	31,0	35,19	54,4	12,47
20,0	55,5	16,07	60,0	24,16
45,0	55,0	63,71	70,0	7,53
100,0	-	-	44,5	-

O comportamento das relações firmadas entre percentagem de inóculo e eficiência de transformação de massa de DQO para os reatores das três etapas, está representado na Figura 6.21.

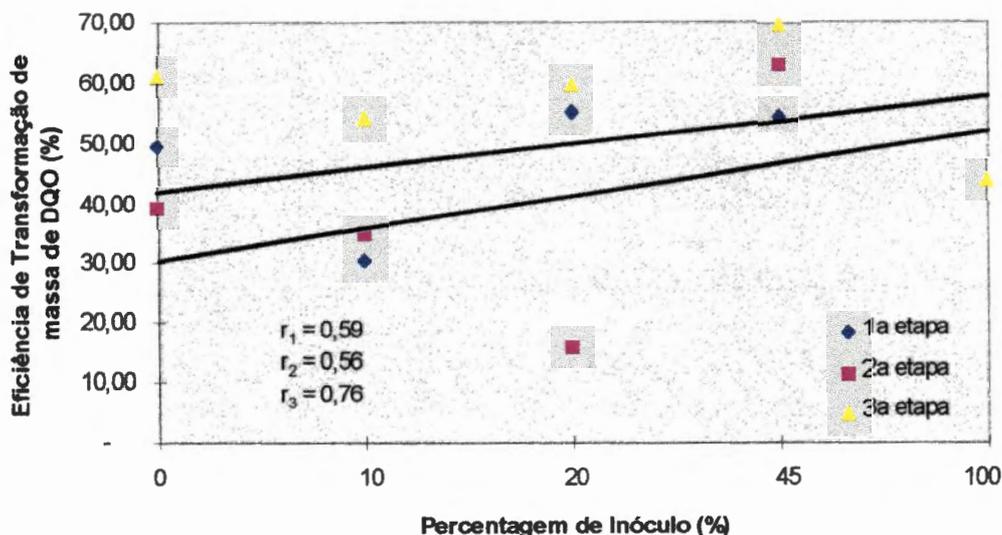


FIGURA 6.21. - Comportamento da eficiência de transformação de massa de DQO.

Para os reatores da 3.^a etapa, em que o tempo de operação foi em torno de 600 dias, o coeficiente de correlação foi mais representativo quando comparado com as duas outras etapas.

No caso específico dos reatores da 3.^a etapa, a mais baixa eficiência de transformação de massa de DQO foi alcançada pelo reator E₃ (controle do inóculo). Isto se justifica pela própria origem do lodo que é constituído basicamente por materiais de difícil bioestabilização, conforme mostrado na Figura 6.22.

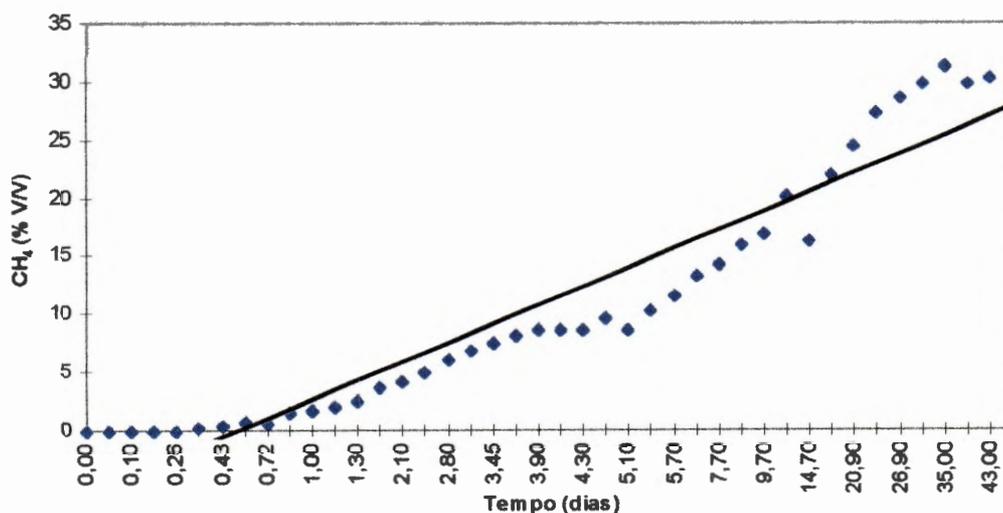


FIGURA 6.22.- Potencial metanogênico do lodo de esgoto industrial utilizado como inóculo.

Pode-se observar que aos 35 dias de operação, foi obtido apenas 31,6% de CH₄, sendo este o índice máximo alcançado.

Entretanto, a eficiência de transformação de massa de DQO, se deve a materiais de fácil biodegradação, tais como: proteínas, açúcares, lipídios, amido, etc.

Aplicando-se o conceito de demanda química de oxigênio na avaliação do processo de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em reatores de batelada, é possível dizer que a variação da DQO em função do tempo de detenção expressa de forma indireta o rendimento das atividades microbianas envolvidas no processo. Portanto, reportando-se as anotações do cálculo diferencial, pode-se representar o comportamento da massa de DQO por uma função exponencial do tempo, resultando em um modelo do tipo:

$$\frac{dMDQO_{TRANSF.}}{dt} = -kMDQO_{APL.} \dots \dots \dots (6.1)$$

Integrando-se a equação 6.1, resulta:

$$MDQO_{TRANSF.} = MDQO_{APL.} \cdot e^{-kt} \dots \dots \dots (6.2)$$

onde:

$MDQO_{TRANSF.}$ = massa de DQO transformada, (g) ;

$MDQO_{APL.}$ = massa de DQO aplicada, (g) ;

t = tempo de operação, (dias);

k = constante de bioestabilização de 1.^a ordem (dia⁻¹).

Na literatura citada, foi considerado que tratando-se de material na forma particulada, o modelo que melhor representa a remoção de substrato, obedece a cinética de 1.^a ordem.

Na Tabela 6.5., são apresentados os valores da massa de DQO aplicada, massa de DQO transformada e tempo de operação que originaram as constantes de bioestabilização de 1.^a ordem para os reatores da 3.^a etapa.

TABELA 6.5. - Massa de DQO aplicada e transformada, tempo de operação e as constantes de bioestabilização de 1.^a ordem.

Parâmetro / Reator	$MDQO_{APL.}$ (g)	$MDQO_{TRANSF.}$ (g)	t (dias)	K_{DQO} (dia ⁻¹)	Desvio Padrão de K_{DQO}
A ₃	3.078,0	1.890,60	645,0	$7,55 \times 10^{-4}$	$9,77 \times 10^{-4}$
B ₃	2.003,0	1.009,58	645,0	$1,06 \times 10^{-3}$	
C ₃	2.471,0	1.481,28	570,0	$8,97 \times 10^{-4}$	
D ₃	2.259,0	1.580,77	570,0	$6,26 \times 10^{-4}$	
E ₃	764,0	399,99	270,0	$2,99 \times 10^{-3}$	

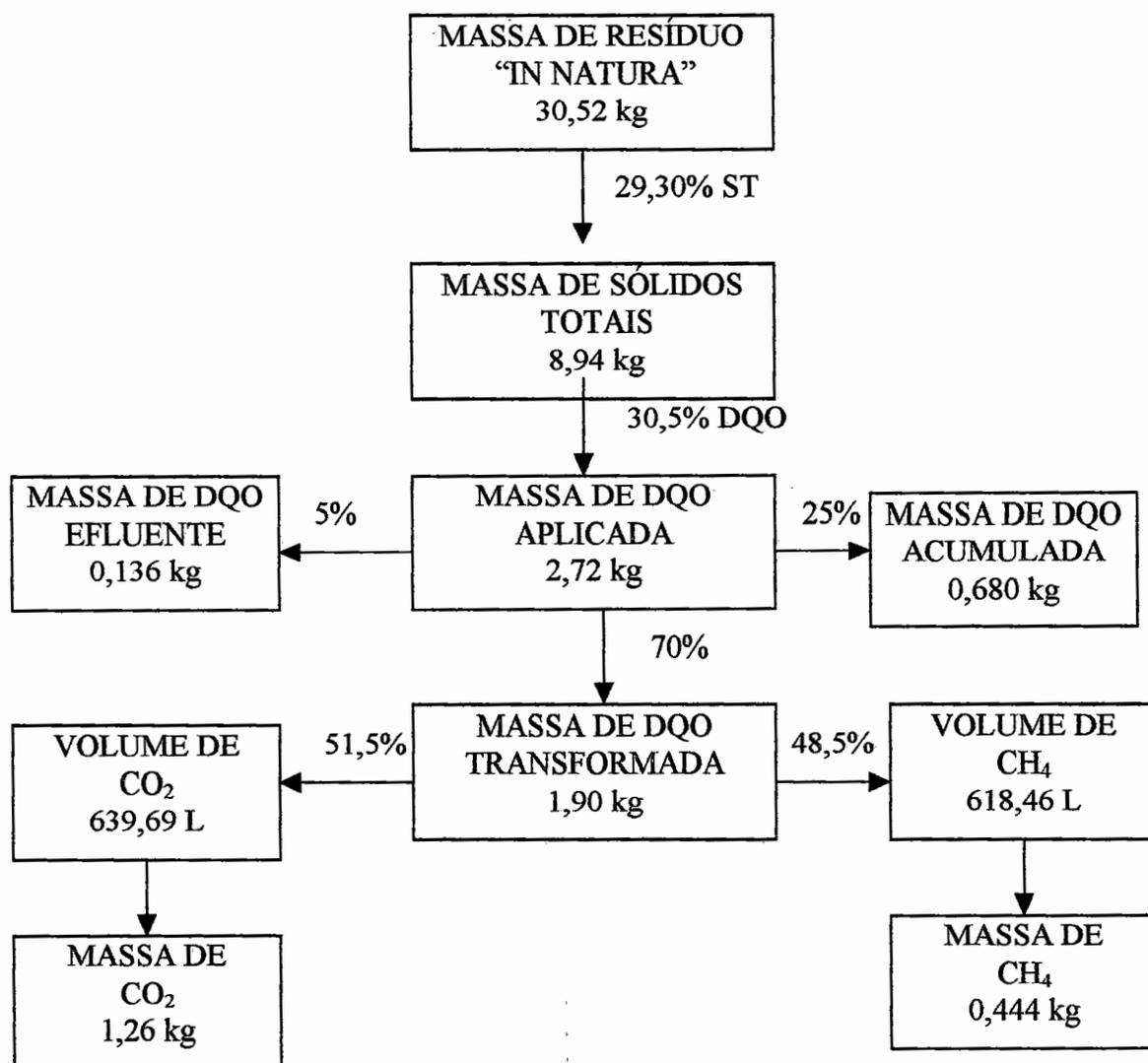
Conhecendo-se as diversas frações de massa de DQO, o modelo tem por objetivo estimar as constantes de bioestabilização de 1.^a ordem. Foi verificado que para escala de reatores variando de 0,42 a 50 litros, as constantes de bioestabilização estimadas pelo modelo 6.1., apresentam semelhantes magnitudes, demonstrando a viabilidade do modelo para os limites de escalas trabalhados.

Na Tabela 6.6., são apresentadas as constantes de bioestabilização de 1.^a ordem para os reatores das três etapas, quando considerado o tempo de operação de 315 dias.

TABELA 6.6. - Constante de bioestabilização de 1.^a ordem.

Etapa / Reator	1.^a etapa (dia)	2.^a etapa (dia)	3.^a etapa (dia)	Desvio Padrão
A	$2,5 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-3}$	$7,2 \times 10^{-4}$
B	$3,7 \times 10^{-3}$	$3,3 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$8,3 \times 10^{-4}$
C	$1,8 \times 10^{-3}$	$5,8 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-3}$	$2,3 \times 10^{-3}$
D	$1,9 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$4,0 \times 10^{-3}$

Na Figura 6.23., é mostrado o diagrama de fluxo do balanço de massa de DQO para o reator D₃.



Massa de DQO (APLICADA) \longrightarrow Massa de DQO (PROCESSADA)
2,72 kg 2,72 kg

Massa de DQO (TRANSFORMADA) \longrightarrow Massa de (CH₄ + CO₂)
1,90 kg 1,70 kg + M_{RESIDUAL}

FIGURA 6.23.- Diagrama de fluxo do balanço de massa de DQO para o reator

D₃.

A equação 6.3., estima a massa residual proveniente da massa de DQO transformada que não foi convertida para produtos finais.

$$MDQO_{TRANSF.} = MCH_4 + MCO_2 + M_{RESIDUAL} \dots \dots \dots (6.3)$$

onde:

$MDQO_{TRANSF.}$ = massa de DQO transformada, (g);

MCH_4 = massa de metano, (g);

MCO_2 = massa de CO_2 , (g);

$M_{RESIDUAL}$ = massa residual, (g).

No caso do reator D_3 , por exemplo, a massa de DQO residual que é constituída por material inerte presente na massa de DQO aplicada mais a fração proveniente da respiração endógena, corresponde a 7,20% da massa de DQO aplicada.

Na Figura 6.24., são definidas correlações entre a massa de DQO aplicada e a massa de DQO transformada, efluente e acumulada, caso dos reatores da 3.^a etapa.

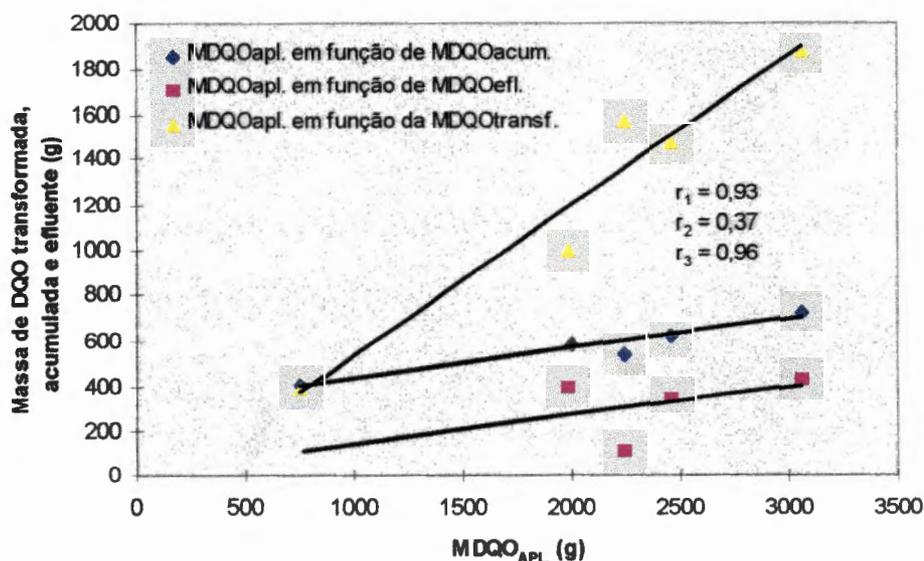


FIGURA 6.24.- Comportamento entre massa de DQO aplicada em relação as suas demais frações.

Constata-se que as massas de DQO transformada e acumulada são diretamente proporcionais a massa de DQO aplicada, o mesmo não ocorrendo com a massa de DQO efluente.

6.4.2. - Balanço de Massa de Carbono Orgânico Total nos Reatores da 3.^a Etapa

Os resíduos sólidos urbanos provenientes da usina de compostagem da cidade de Novo Horizonte, Estado de São Paulo, possuem em média 26% (percentagem em peso), de carbono orgânico total.

Nos processos anaeróbios, pode-se estimar o rendimento teórico de biogás, especificamente das duas maiores frações que é o CH₄ e o CO₂, com base na massa de carbono bioestabilizada.

Partindo-se do princípio de que em 1 quilograma de carbono se tem 1 / 12 quilomol de biogás, então, nas CNTP o rendimento teórico de biogás é de 1,86 m³ biogás × kg⁻¹ de carbono bioestabilizado.

Na Tabela 6.7., são apresentadas as diversas frações de carbono orgânico total, além das constantes de bioestabilização de 1.^a ordem.

TABELA 6.7.- Massa de carbono orgânico total e suas respectivas frações e a constante de bioestabilização de 1.^a ordem.

Parâmetros / Reator	MCOT _{apl.} (g)	MCOT _{AC.} (g)	MCOT _{EFL.} (g)	MCOT _{TRANSE.} (g)	k _{COT} (dia ⁻¹)	Devio Padrão de k _{COT}
A ₃	2.500,0	730,0	207,0	1.563,0	7,28x10 ⁻⁴	2,5x10 ⁻⁴
B ₃	2.320,0	610,0	199,0	1.511,0	6,64x10 ⁻⁴	
C ₃	2.240,0	590,0	174,0	1.476,0	7.31x10 ⁻⁴	
D ₃	2.200,0	300,0	64,0	1.856,0	3,14x10 ⁻⁴	
E ₃	1.100,0	50,0	8,80	1.041,0	2,03x10 ⁻⁴	

As constantes de bioestabilização de 1.^a ordem, para carbono orgânico, foram estimadas pela expressão 6.4., adotando-se os mesmos princípios estabelecidos para demanda química de oxigênio.

$$MCOT_{TRANSF.} = MCOT_{APL.} \cdot e^{-kt} \dots \dots \dots (6.4)$$

onde:

$MCOT_{TRANSF.}$ = massa de carbono orgânico total transformada,
(g);

$MCOT_{APL.}$ = massa de carbono orgânico total aplicada, (g);

k = constante de biodegradação de 1.^a ordem para COT, (dia^{-1});

t = tempo de operação, (dia).

Existe forte correlação entre percentagem de inóculo adicionado ao substrato e a massa de carbono orgânico total transformado. Neste caso não está sendo levado em consideração o reator E₃. Correlações estabelecidas entre a massa de carbono total aplicada e as suas demais frações trabalhadas no sistema são verificadas na Figura 6.25.

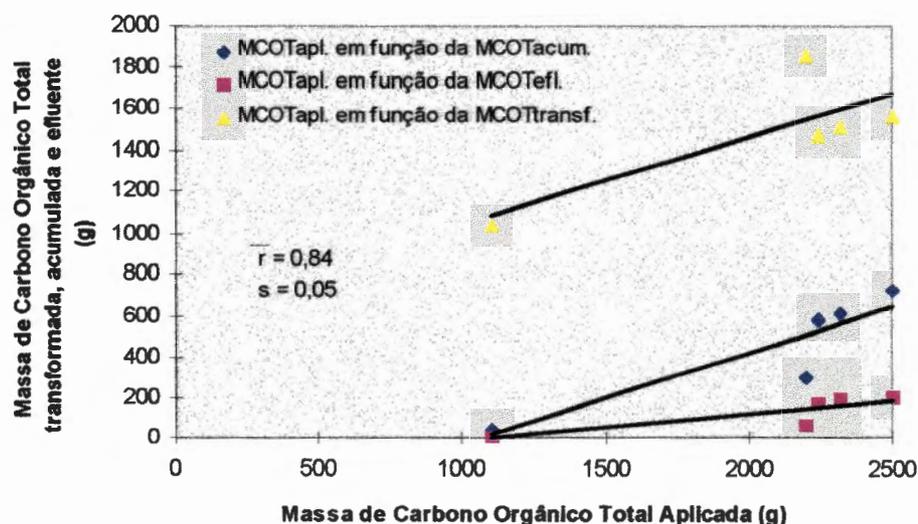


FIGURA 6.25. - Comportamento entre massa de carbono orgânico total aplicada em relação as suas demais frações.

A massa de carbono orgânico total aplicada apresenta forte coeficiente de correlação com as demais frações de massa de carbono orgânico total envolvidas no sistema.

A estimativa da produção do biogás, resultante do processo de bioestabilização anaeróbia da matéria orgânica, pode ser realizada adotando-se um modelo matemático, do tipo:

$$V = MCOT_{(TRANSF.)} \cdot e^{kt} \dots\dots\dots (6.5)$$

onde:

V = volume de biogás produzido (m^3);

$MCOT_{(TRANSF.)}$ = massa de carbono orgânico total transformada
(kg);

t = tempo (dia);

k = constante de 1.^a ordem (dia^{-1}).

Os valores das constantes de bioestabilização de 1.^a ordem utilizados neste modelo, são os apresentados na Tabela 6.7.

Na Tabela 6.8., são apresentados os valores teóricos, experimentais e estimados de biogás para os reatores da 3.^a etapa, exceto para o reator E₃.

TABELA 6.8.- Valores teóricos, experimentais estimados de biogás.

Parâmetros / Reator	Volume teórico de biogás (m^3)	Volume experimental de biogás (m^3)	Volume estimado de biogás (m^3)	Desvio Padrão
A ₃	2,90	2,23	2,49	0,32
B ₃	2,81	2,25	2,31	0,30
C ₃	2,74	1,90	2,33	0,42
D ₃	3,45	2,78	2,21	0,62

A não inclusão do reator E₃ nesta análise, se justifica pela discrepância apresentada entre valor teórico e valor experimental do biogás produzido.

Para os demais reatores, existe forte correlação entre volume teórico e experimental de biogás.

6.4.3. Balanço de Massa de Sólidos Totais Voláteis nos Reatores da 3.^a Etapa

O massa “in natura” utilizada na 3.^a etapa da pesquisa, apresentou em média 45% de sólidos totais voláteis. Na massa bioestabilizada, restou 11,6% de sólidos totais voláteis, havendo uma redução média de 74,2% de sólidos totais voláteis.

Adotando-se o mesmo princípio já estabelecido para demanda química de oxigênio e carbono orgânico total, a expressão para estimar a massa de sólidos totais voláteis transformada é a do tipo:

$$MSTV_{TRANSF.} = MSTV_{APL.} \cdot e^{-kt} \dots\dots\dots (6.6)$$

onde:

$MSTV_{TRANSF.}$ = massa de sólidos totais voláteis transformada, (g);

$MSTV_{APL.}$ = massa de sólidos totais voláteis aplicada, (g);

$MSTV_{ACU.}$ = massa de sólidos totais voláteis acumulada, (g) ;

$MSTV_{EFL.}$ = massa de sólidos totais voláteis efluente, (g) ;

k = constante de bioestabilização de 1.^a ordem, (dia⁻¹);

t = tempo de operação, (dia).

Na Tabela 6.9., são apresentadas as diversas frações de massa sólidos totais voláteis, e as constantes de bioestabilização de 1.^a ordem.

TABELA 6.9.- Massa dos sólidos totais voláteis e suas respectivas frações e as constantes de bioestabilização de 1.^a ordem.

Parâmetro / Reator	MSTV _{APL.} (g)	MSTV _{EFL.} (g)	MSTV _{AC.} (g)	MSTV _{TRANSF.} (g)	k _{STV}	Desvio Padrão de k _{STV}
A ₃	9.500,0	328,44	5.042,90	4.128,66	1,29 x 10 ⁻³	
B ₃	9.200,0	316,42	3.498,00	5.385,58	8,3 x 10 ⁻⁴	
C ₃	9.210,0	272,19	3.708,19	5.229,62	9,92 x 10 ⁻⁴	3,66 x 10 ⁻⁴
D ₃	8.940,0	94,88	2.165,38	6.679,74	5,1 x 10 ⁻⁴	
E ₃	2.460,0	13,11	230,40	2.216,49	3,8 x 10 ⁻⁴	

A eficiência de transformação de massa de sólidos totais voláteis variou de 43,45% à 90,10%.

Observa-se que a eficiência de transformação de massa de sólidos totais voláteis apresenta forte correlação com a percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato. Correlações entre massa de sólidos totais voláteis aplicada e as demais frações de massa de sólidos totais voláteis, são mostradas na Figura 6.26.

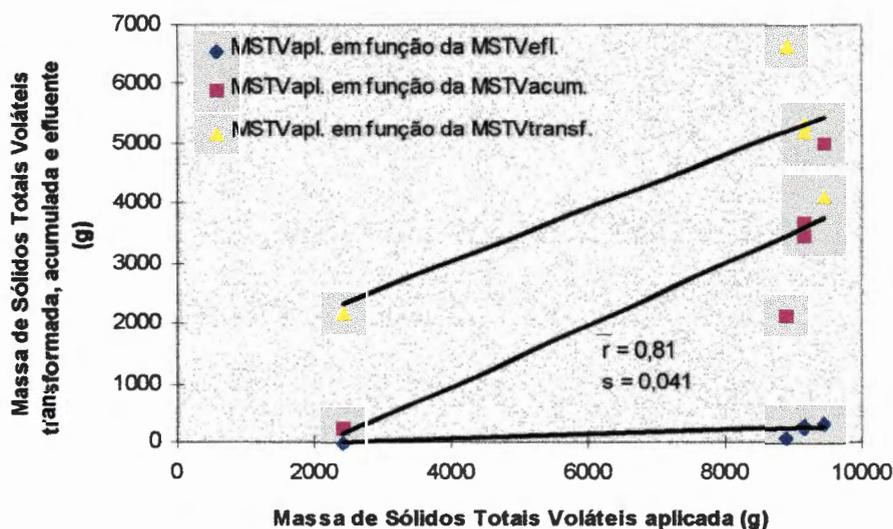


FIGURA 6.26. - Comportamento da massa dos sólidos totais voláteis aplicada em relação as suas demais frações.

A análise estatística demonstra existir estreita correlação entre as frações de sólidos totais voláteis.

6.5. Comportamento da Relação C:N nos Reatores da 3.^a Etapa.

A taxa de bioconversão de substratos orgânicos, está associada diretamente a relação carbono : nitrogênio. Uma apropriada relação carbono : nitrogênio para o processo anaeróbio, ainda não foi bem definida. O desenvolvimento metabólico deste processo exige uma relação equilibrada de C:N, que para muitos autores, situa-se em torno de 30:1 (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

Na Tabela 6.10., são apresentados os valores da relação C:N para a massa "in natura" e a massa bioestabilizada.

TABELA 6.10.- Relação C:N na massa "in natura" e na massa bioestabilizada.

Parâmetro / Reator	Massa "in natura"			Massa Bioestabilizada		
	1. ^a etapa	2. ^a etapa	3. ^a etapa	1. ^a etapa	2. ^a etapa	3. ^a etapa
A	13,50	13,50	20,35	4,65	4,11	8,53
B	11,23	11,23	18,03	4,11	3,06	6,73
C	11,32	11,32	15,23	2,99	2,97	6,80
D	10,14	10,14	11,82	1,74	1,95	2,80

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos utilizada na 1.^a e 2.^a etapas deste trabalho, tinha em média 2,3% de nitrogênio total, 1% a mais do que a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos utilizada na 3.^a etapa do trabalho. Portanto, este pode ser um dos fatores que contribuiu para uma mais baixa relação carbono : nitrogênio quer seja na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos ou na massa "in natura" utilizada na alimentação dos reatores da 1.^a e 2.^a etapas.

Conforme mostrado na Tabela 6.10., a relação C:N no substrato variou de 10,14 a 18,03, enquanto na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos a relação C:N variou de 13,50 a 20,35. A relação C:N do substrato, está associada a percentagem em peso de carbono total e nitrogênio total presente na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e no lodo utilizado como inóculo. Todavia, o reator que recebeu maior percentual em peso de inóculo foi o que apresentou a mais baixa relação C:N. Segundo recomendações de TCHOBANOGLOUS (1993), valores inferiores a 15 para a relação C:N, possivelmente, causará toxicidade ao processo. Problemas ocorridos com o reator C₂, em que a eficiência de transformação de massa de DQO foi de 16,02%, não poderá ser atribuído a relação C:N, haja visto, reatores monitorados com relação C:N inferior a 11,32, tiveram desempenho satisfatório, no caso por exemplo os dados obtidos com os reatores da série D. O comportamento das relações C:N definidas pelo processo de bioestabilização anaeróbia referente a massa “in natura” e a massa bioestabilizada, são mostradas na Figura 6.27.

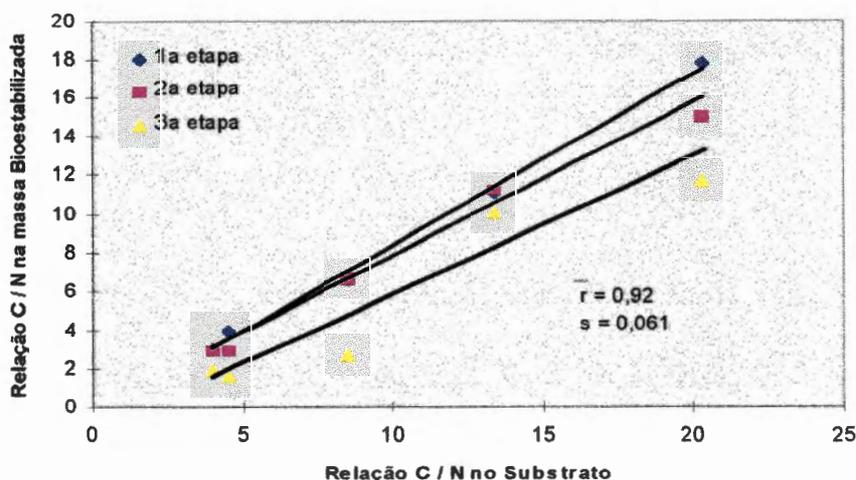


FIGURA 6.27. - Comportamento das relações C:N na massa “in natura” e na massa bioestabilizada.

Ficou constatado que a relação C:N não alterou o desempenho do processo quando analisado pela eficiência de transformação de massa de DQO e da taxa de produção de metano.

6.6. Taxa de Produção de Biogás

Analisando-se a taxa de produção de biogás foi levado em consideração prioritariamente o tempo de operação aplicado aos reatores das três etapas.

Com relação da 1.^a e 2.^a etapas, submetidos ao tempo de operação de 315 dias e os mesmos parâmetros operacionais e físico-químicos, a taxa de produção de biogás variou de 0,13 a 0,75 m³ biogás x kg⁻¹ DQO_{AFL}, enquanto para os reatores da 3.^a etapa o tempo de operação médio foi de 600 dias, com taxa de produção de biogás variando de 0,79 a 1,25 m³ biogás x kg⁻¹ DQO_{AFL}, dados estes mostrados na Tabela 6.11.

TABELA 6.11.- Taxas médias de produção de biogás.

Parâmetro / Reator	1. ^a etapa (m ³ biogás.kg ⁻¹ DQO _{AFL})	2. ^a etapa (m ³ biogás.kg ⁻¹ DQO _{AFL})	3. ^a etapa (m ³ biogás.kg ⁻¹ DQO _{AFL})
A	0,13	0,12	0,72
B	0,26	0,23	1,12
C	0,23	0,19	0,77
D	0,52	0,75	1,23
E	-	-	5,13

Analisando os dados da Tabela 6.11., verifica-se que as menores taxas de produção de biogás são atribuídas aos reatores da 1.^a e 2.^a etapas. Mesmo não tendo sido estabelecidas fortes correlações verifica-se também que para reatores da 1.^a e 2.^a etapas, foram alcançadas menores eficiências de transformação de massa de DQO, quando comparado com os reatores da 3.^a etapa. Considerando-se a complexidade dos processo anaeróbios, é possível atribuir as baixas taxas de produção de biogás dos reatores da 1.^a e 2.^a etapas ao tempo de operação a que foram submetidos.

Tratando-se da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos utilizados neste trabalho, a taxa média de produção de biogás foi de 69,79 L biogás \times kg⁻¹ massa “in natura”, no caso específico do reator A₃, valor este significativamente inferior aos citados na revisão bibliográfica. Pode-se afirmar que a taxa de produção de biogás é função de carga orgânica aplicada e da relação C:N presente na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e no substrato.

Correlações entre carga orgânica aplicada e taxa de produção de biogás, estão representadas na Figura 6.28.

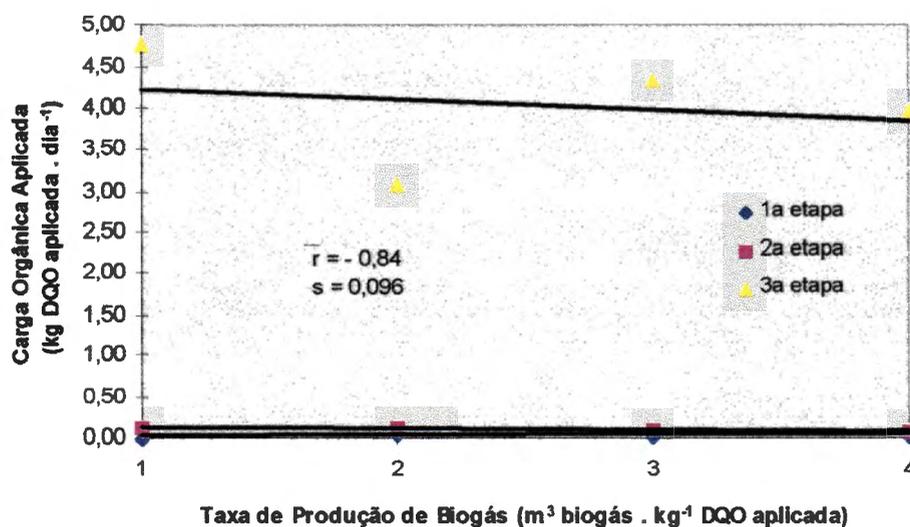


FIGURA 6.28.- Correlações entre taxa de produção de biogás e carga orgânica aplicada.

Na Figura 6.29., pode-se observar as correlações que foram definidas para a taxa de produção de biogás em função da relação C:N na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e no substrato para os reatores ds três etapas.

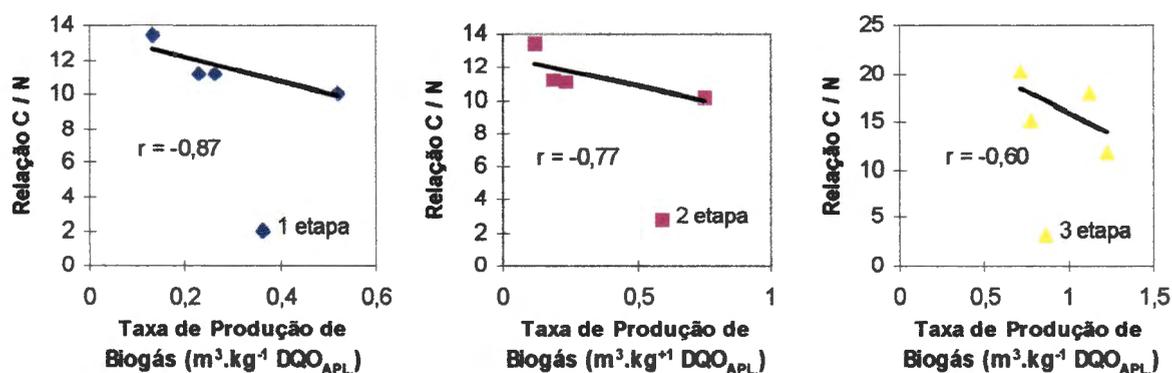


FIGURA 6.29.- Correlações entre taxa de produção de biogás e a relação C:N.

Estima-se que para uma tonelada de resíduos sólidos urbanos “in natura”, com 50% de umidade e 50% em média de sólidos totais voláteis, serão produzidos aproximadamente $69,5 \text{ m}^3$ de biogás, em condições operacionais semelhantes.

6.7. - Taxa de Produção de Metano

Reportando-se aos dados apresentados nas Tabelas 5.4. e 5.10., observa-se que o processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, produziu biogás com percentual insignificante de metano. Para o reator da A 1.^a etapa, durante o período de operação de 315 dias o percentual máximo alcançado foi de 1,9% (percentagem em volume), sendo este mesmo comportamento verificado no reator A da 2.^a etapa. Portanto, a baixa taxa de produção de metano pelo processo de bioestabilização da fração orgânica de resíduos sólidos, pode estar associada a uma deficitária relação de nutrientes e sobretudo a uma reduzida flora de microrganismos metanogênicos.

Na Tabela 6.12., são apresentadas as taxas médias de produção de metano para os reatores das três etapas.

TABELA 6.12.- Taxas médias de produção de metano.

Parâmetro / Reator	1. ^a etapa	2. ^a etapa	3. ^a etapa
	$\text{N m}^3 \text{CH}_4 \times \text{kg}^{-1}$ DQO _{APL.}	$\text{N m}^3 \text{CH}_4 \times \text{kg}^{-1}$ DQO _{APL.}	$\text{N m}^3 \text{CH}_4 \times \text{kg}^{-1}$ DQO _{APL.}
A	$4,73 \times 10^{-4}$	$2,59 \times 10^{-4}$	0,12
B	$3,26 \times 10^{-3}$	$3,10 \times 10^{-2}$	0,25
C	$2,87 \times 10^{-2}$	$1,26 \times 10^{-2}$	0,25
D	$1,80 \times 10^{-1}$	$3,12 \times 10^{-1}$	0,23
E	-	-	0,20

Para os resíduos sólidos urbanos da Usina de Compostagem da CETESB na cidade de Novo Horizonte (SP), a taxa média de produção de metano é de $11,78 \text{ N L CH}_4 \times \text{kg}^{-1}$ massa “in natura”.

A adição de inóculo à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, aumentou significativamente a taxa de produção de metano. Para os reatores inoculados, a taxa média de produção de metano foi de $17,66 \text{ NL CH}_4 \times \text{kg}^{-1}$ de substrato “in natura” adicionado.

Analisando os dados da Tabela 6.12., verifica-se que para as duas primeiras etapas do trabalho, as taxas de produção de metano cresceram com o acréscimo da percentagem de inóculo adicionado à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Quanto a 3.^a etapa do trabalho, a taxa de produção de CH_4 foi praticamente a mesma para os reatores inoculados.

Dentre os parâmetros determinados, a taxa de produção de biogás e a carga orgânica aplicada foram os que melhor se correlacionaram com a taxa de produção de CH_4 .

Nas Figuras 6.30. e 6.31., são mostradas as correlações estabelecidas entre taxa de produção de CH_4 e taxa de produção de biogás e taxa de produção de CH_4 e carga orgânica aplicada.

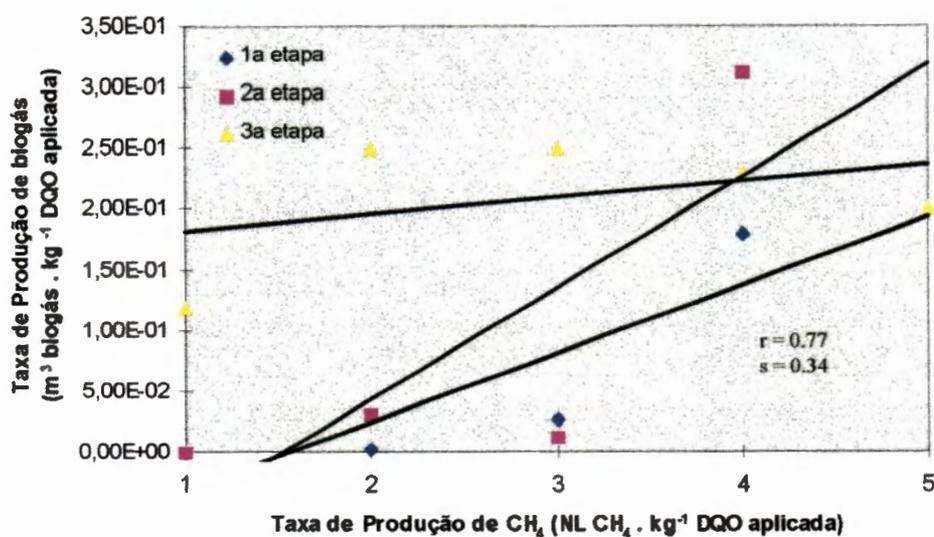


FIGURA 6.30. - Correlações entre taxa de produção de CH₄ e taxa de produção de biogás.

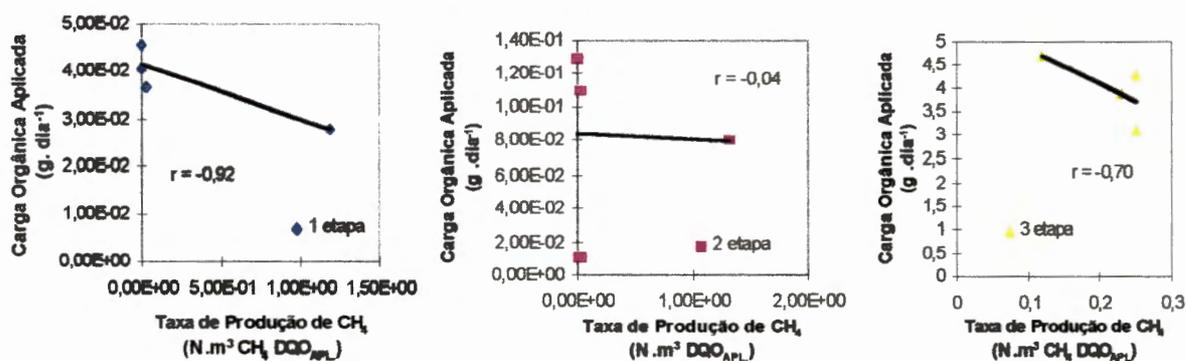


FIGURA 6.31. - Correlações entre taxa de produção de CH₄ e carga orgânica aplicada.

Para os demais parâmetros, a análise estatística realizada, não demonstrou a existência de correlações representativas que venha explicar o desempenho do processo.

6.8. Comportamento do Peso Específico da Massa “in natura” e da Massa Bioestabilizada.

O peso específico da massa “in natura” alimentada aos reatores da 3.^a etapa variou de 872 a 1000 kg* .m⁻³. Na massa bioestabilizada ocorreu um acentuado acréscimo do peso específico, com valores variando de 1232 a 3000 kg* .m⁻³. Na Tabela 6.13., são mostrados os pesos específicos da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, do substrato e da massa bioestabilizada, referente aos reatores da 3.^a etapa.

TABELA 6.13.- Peso específico da massa “in natura” e da massa bioestabilizada referentes aos reatores da 3.^a etapa.

Parâmetro / Reator	Carga (kg* .m ⁻³) Alimentação	Descarga (kg* .m ⁻³)
A ₃	914,0	1.430
B ₃	894,9	1.232
C ₃	895,7	1.284
D ₃	872,0	3.000

Constata-se que há fraca correlação entre peso específico da massa “in natura” e da massa bioestabilizada.

Alto teor de umidade e baixa granulometria, são parâmetros que associados poderão contribuir para a elevação do peso específico da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, tanto em relação a disposição em aterros sanitários, como tratados em reatores anaeróbios de batelada, operando com alta concentração de sólidos.

Foi identificada estreita correlação entre peso específico do substrato e taxa de produção de biogás, no caso específico dos reatores da 3.^a etapa. Na Figura 6.32., estão ilustradas estas correlações.

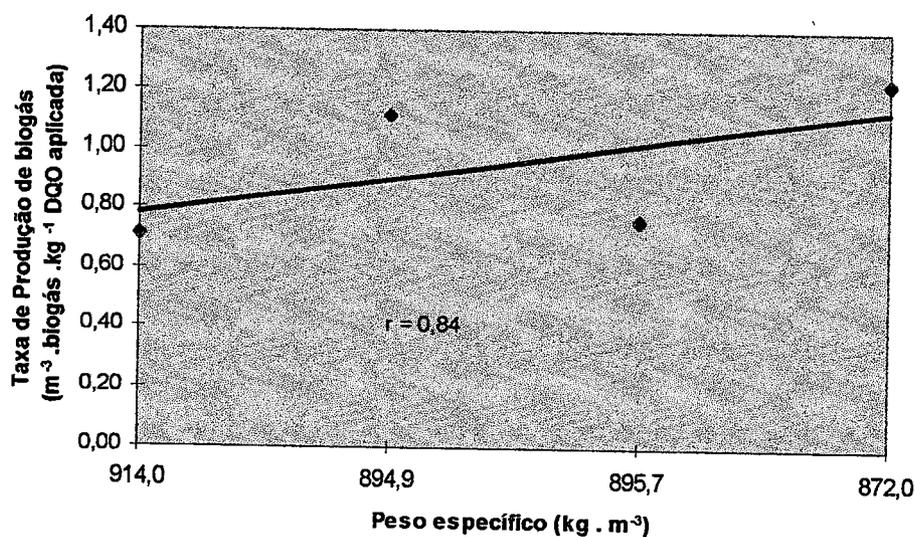


FIGURA 6.32.- Correlações entre peso específico e taxa de produção de biogás.

Analisando os dados da Tabela 6.13., verifica-se que o processo de bioestabilização anaeróbia produziu uma redução média de 56% no volume inicial da fração orgânica dos resíduos sólidos alimentados ao reator A₃.

Para os reatores inoculados, a redução no volume da massa alimentada, apresentou forte correlação com a percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato.

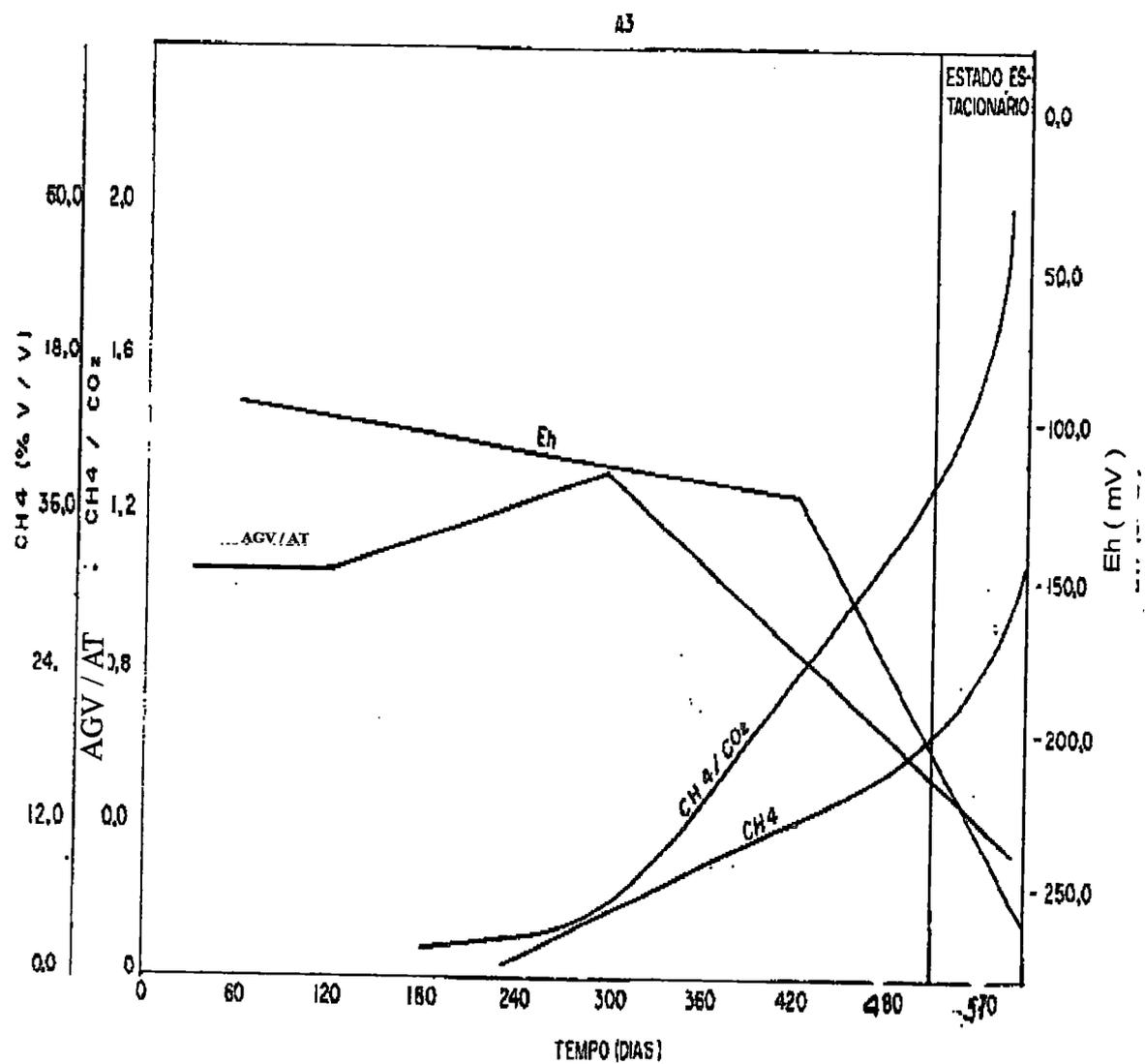
6.9. Caracterização Gráfico-Analítica do Estado Estacionário nos Reatores da 3.^a Etapa

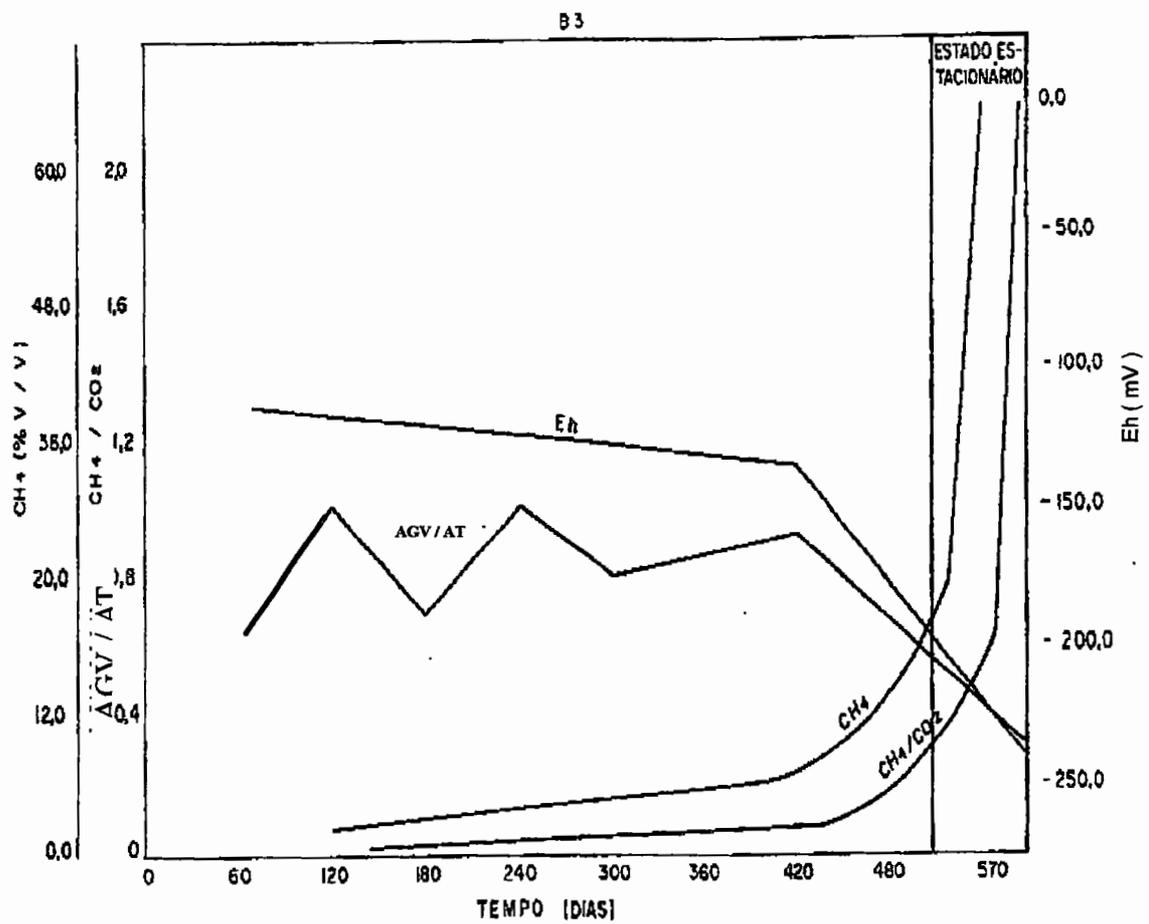
No tratamento biológico, o estado estacionário ou estado de equilíbrio dinâmico, é estabelecido no sistema em razão da carga orgânica aplicada, da ausência de oxigênio molecular, da ausência de constituintes inibitórios, da capacidade tampão, etc. O equilíbrio operacional destes parâmetros, favorece sobretudo as interações mutualísticas ocorridas entre bactérias produtoras e consumidoras de hidrogênio, gerando condições de estabilidade ao processo.

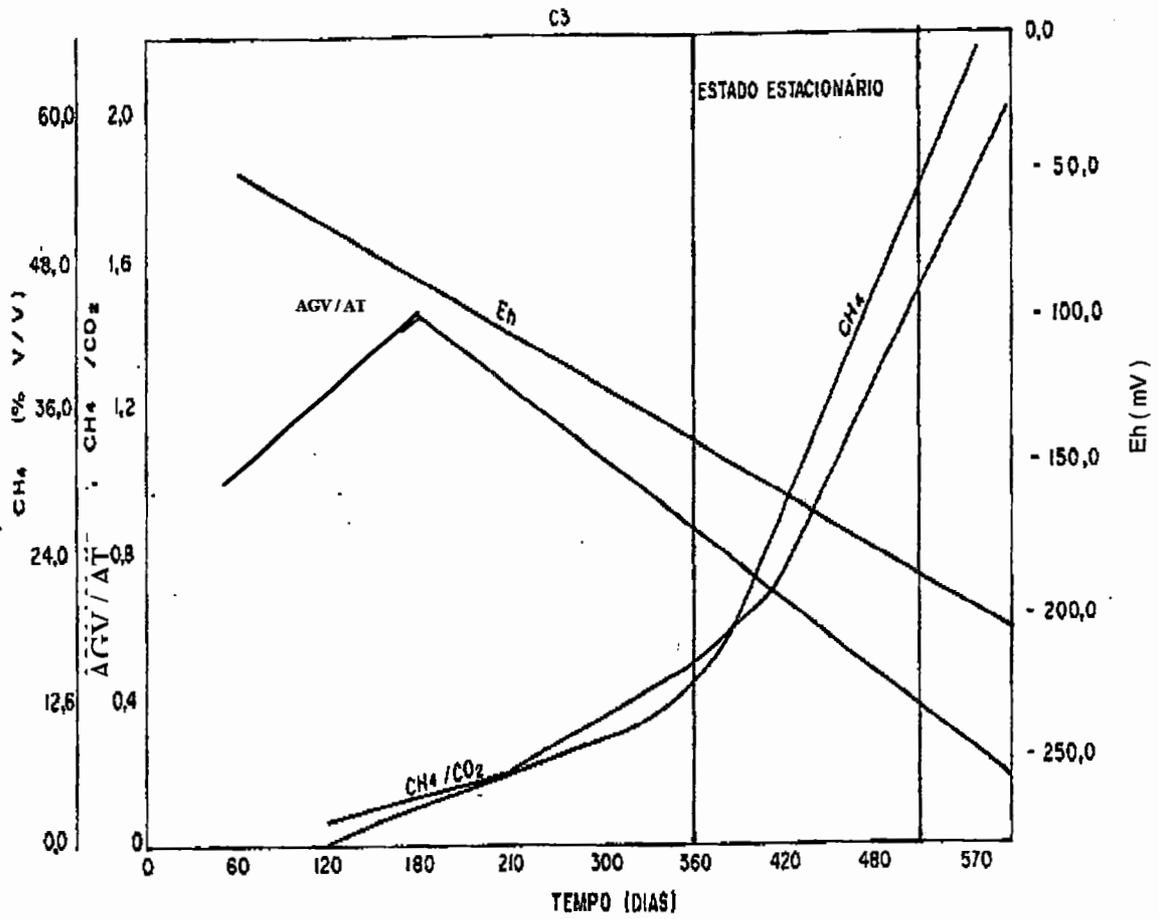
Objetivando analisar o desempenho dos reatores em função da percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato, se faz necessário estabelecer parâmetros referenciais, tais como: percentual de metano e relação metano - dióxido de carbono no biogás, potencial redox e relação ácidos graxos voláteis - alcalinidade total nos líquidos percolados.

O cruzamento dos dados destes parâmetros em função do tempo de operação dos reatores, viabiliza a identificação das possíveis faixas relativas aos estados estacionários e não estacionários ocorridas no processo..

Na Figura 6.33., são mostrados modelos que representam o comportamento dos estados estacionários e não estacionários para os reatores da 3.^a etapa.







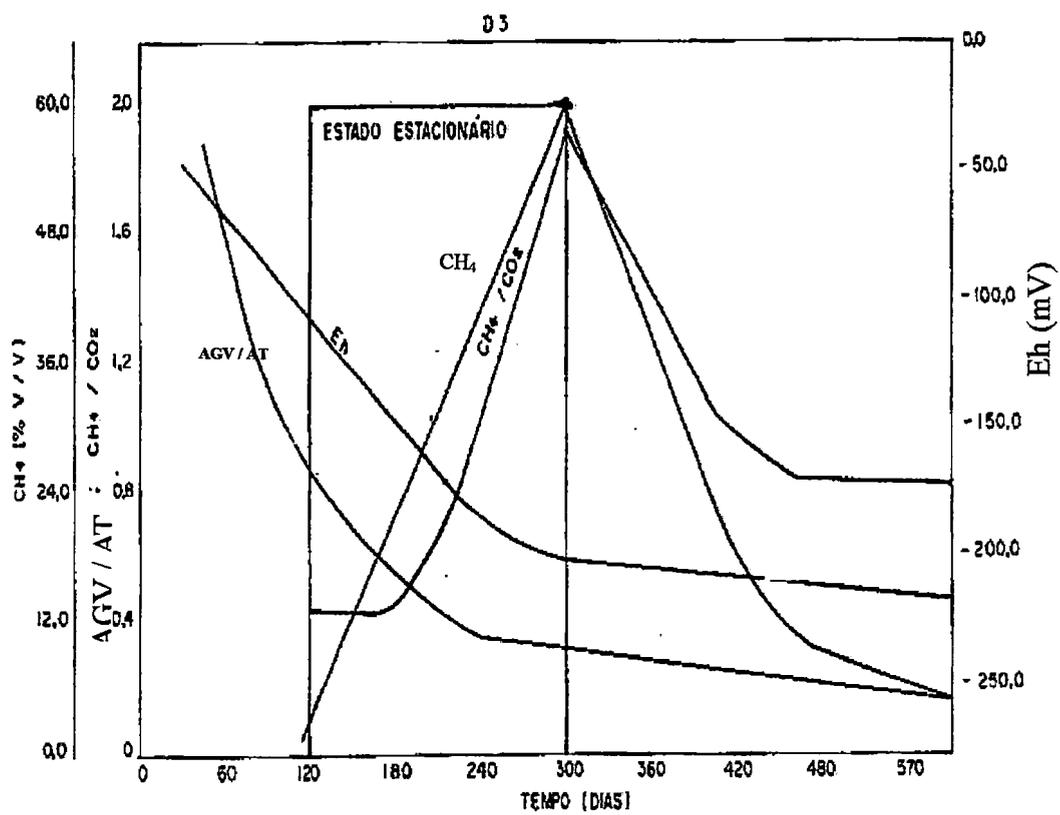


FIGURA 6.33.- Modelos de representação dos estados estacionários para os reatores da 3.^a etapa.

Para a definição dos estados estacionários, foram tomados como referência os seguintes padrões de controle de processo:

- percentagem de CH_4 no biogás maior ou igual a 50% ;
- relação $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ no biogás produzido maior ou igual a 1,5;
- potencial redox nos líquidos percolados, maior ou igual a - 100,0 mV ;
- relação ácidos graxos voláteis / alcalinidade total nos líquidos percolados, menor ou igual a 0,5.

Analisando os modelos dos estados estacionários, verifica-se que o início dos estados estacionários, apresenta forte correlação com a percentagem em peso de inóculo utilizado na perparação do substrato.

No caso dos reatores A_3 e B_3 , os estados estacionários tiveram início aos 310 dias, prolongando-se por mais de 645 dias de operação. Para o reator C_3 , o estado estacionário situou-se na faixa de 360 a 510 dias de operação.

Quanto ao reator D_3 , o estado estacionário teve início aos 120 dias, prolongando-se até aos 300 dias de operação. Para este parâmetro, verifica-se acentuada influência da percentagem de inóculo, especificamente as de 20 e 45% na redução do tempo de bioestabilização da matéria orgânica.

Salienta-se que a representatividade dos modelos estabelecidos na Figura 6.33., está associada ao comportamento representado por parâmetros relativos as frações líquidas e gasosas.

6.10. Parâmetros Cinéticos

6.10.1. Taxa de Utilização de Substrato

Na Tabela 5.53., são apresentadas as taxas de utilização de substrato determinadas no processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto sanitário, tratadas em reatores de batelada.

A taxa de utilização de substrato é função da carga orgânica aplicada e da eficiência de transformação de massa de DQO, e sua determinação foi realizada utilizando-se equação 5.3. Para os reatores da 3.^a etapa, foi observado forte correlação entre carga orgânica aplicada e taxa de utilização de substrato.

Na Figura 6.34., são mostrados os comportamentos das taxas de utilização de substrato em função das taxas de produção de metano e das taxas de produção de biogás, para os reatores da 3.^a etapa.

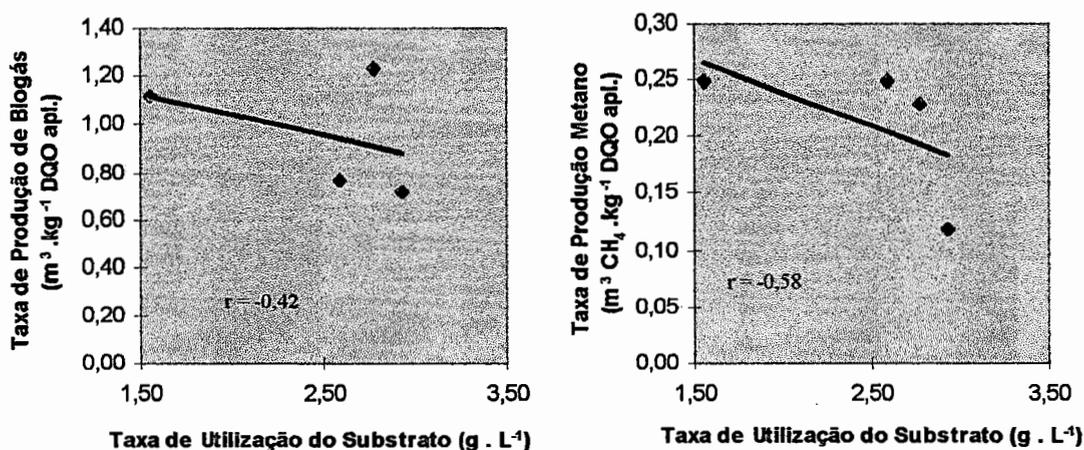


FIGURA 6.34.- Comportamento das taxas de utilização de substrato em função da taxas de produção de biogás e da taxas de produção de CH₄.

6.10.2. Taxa de Produção de Sólidos Voláteis

A taxa de produção de sólidos voláteis é função da taxa de utilização de substrato, do coeficiente de respiração endógeno, da constante de crescimento e do tempo de operação dos reatores, quando tratar-se de reatores de batelada.

O coeficiente de respiração endógeno e a constante de crescimento são funções do tipo de substrato a ser tratado.

Segundo METCALF & EDDY (1981), para carboidratos, estes parâmetros assumem os respectivos valores:

$$y = 0,24$$

$$Kd = 0,033 \text{ dia}^{-1}$$

As taxas de produção de sólidos voláteis foram estimadas utilizando-se a equação 6.6., considerando-se que grande parte do substrato, seja formado por carboidratos.

$$T_{PSV} = \frac{Y \cdot TUS}{1 + kd \cdot t} \dots \dots \dots (6.6)$$

onde:

T_{PSV} = taxa de produção de sólidos voláteis, ($\text{g} \times \text{dia}^{-1}$);

Kd = coeficiente de respiração endógeno, (dia^{-1})

Y = constante de crescimento ;

t = tempo de operação, (dia) ;

Na Tabela 6.14., são apresentadas as taxas de produção de sólidos voláteis para os reatores das três etapas.

TABELA 6.14.- Taxas de produção de sólidos voláteis.

Etapas / Reatores	1.ª etapa (mg × dia ⁻¹)	2.ª etapa (mg × dia ⁻¹)	3.ª etapa (mg × dia ⁻¹)
A ₃	1,78	4,41	34,50
B ₃	1,05	3,42	18,39
C ₃	1,79	1,43	34,30
D ₃	4,82	4,47	36,72
E ₃	-	-	40,08

Na Figura 6.35., são mostradas as correlações firmadas entre taxas de utilização de substrato e taxas de produção de sólidos voláteis, para os reatores das três etapas.

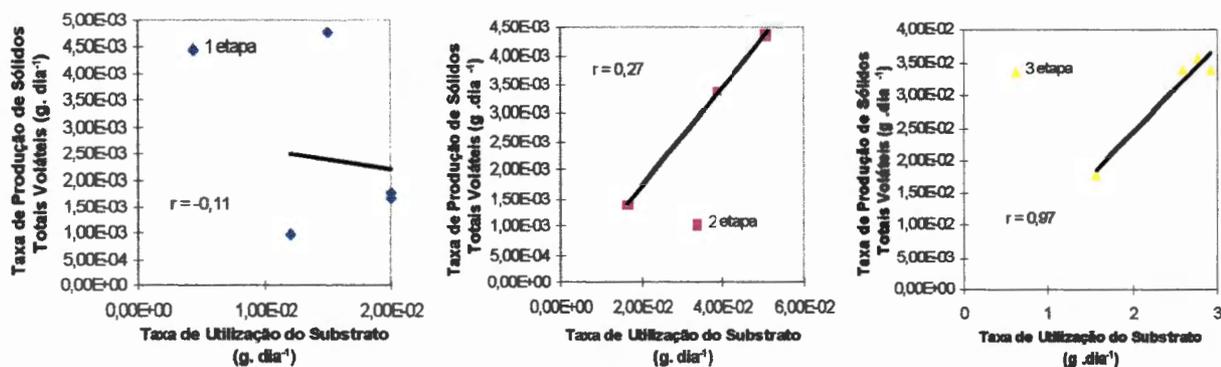


FIGURA 6.35.- Correlações entre taxas de utilização de substrato e taxas de produção de sólidos voláteis.

Observa-se que para os reatores da 3.ª etapa do trabalho foi definida forte correlação, o mesmo não ocorrendo com os reatores da 1ª e 2ª etapas. Correlações entre taxa de produção de sólidos voláteis e eficiência de transformação de massa de DQO, são apresentadas na Figura 6.36. Verifica-se que a tendência das taxas de produção de sólidos voláteis é ser diretamente proporcional a eficiência de transformação de massa de DQO.

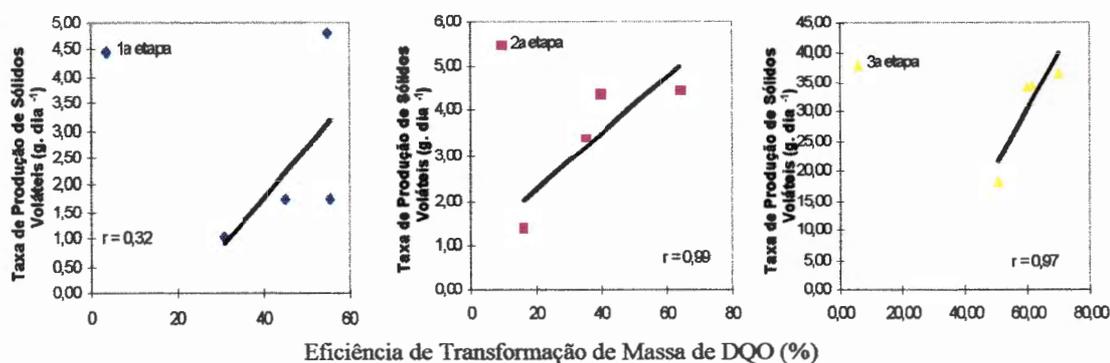


FIGURA 6.36.- Correlações entre taxa de produção de sólidos voláteis e eficiência de transformação de massa de DQO.

A estimativa da massa de sólidos voláteis foi realizada com base na taxa de produção de sólidos voláteis e do tempo de operação dos reatores.

Na Tabela 6.15., são apresentadas as massas de sólidos voláteis para os reatores das três etapas.

TABELA 6.15. - Massa de sólidos voláteis.

Etapa / Reator	1. ^a etapa (g)	2. ^a etapa (g)	3. ^a etapa (g)
A	0,56	1,36	22,25
B	0,33	1,07	11,86
C	0,56	0,45	19,55
D	1,51	1,40	20,93

Não foram definidas correlações entre massa de sólidos voláteis e percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato.

6.11. Temperatura

Os dados da temperatura interna dos reatores e da temperatura ambiente, estão listados na Tabela 5.46., anexo B. A temperatura interna dos

reatores situou-se na faixa de 24 a 36°C, estando dentro dos limites recomendados para as bactérias mesófilas.

Na Figura 5.43., são mostrados os comportamentos das temperaturas internas para os reatores da 3.^a etapa e da temperatura ambiente, durante todo o período de monitoramento dos reatores. Na Figura 6.37., está representado o comportamento da produção média mensal de biogás e do gás metano em função da temperatura interna do reator, no caso específico do reator D₃. Comportamento da mesma natureza foi identificado para os demais reatores da 3.^a etapa.

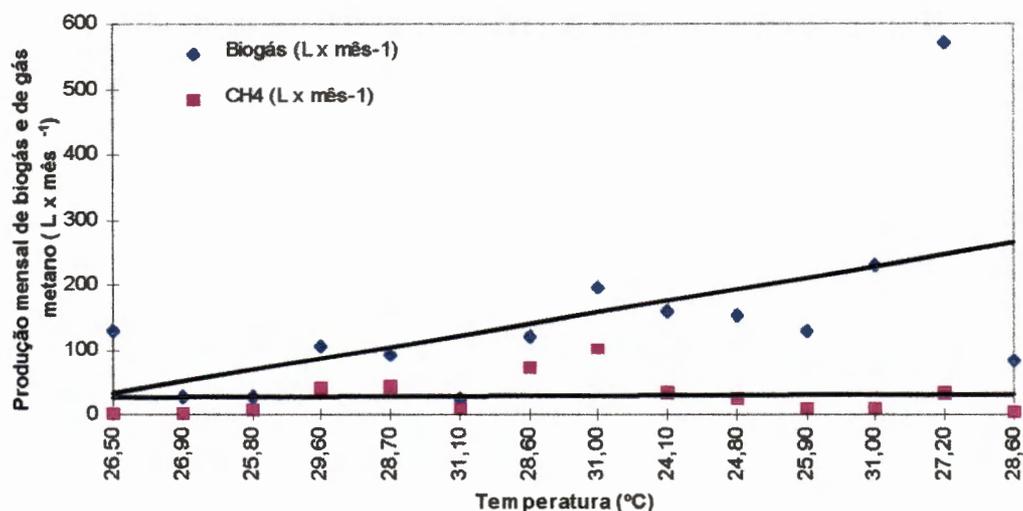


FIGURA 6.37.- Comportamento da produção de biogás e de gás metano em função da temperatura do reator D₃.

Analisando o comportamento da temperatura, pode-se constatar que as variações da temperatura ambiente não afetaram a temperatura interna dos reatores. Verifica-se também, que a faixa de temperatura alcançada pelos reatores, foi favorável para o desenvolvimento das atividades metanogênicas, fato este explicado pela taxa de produção de gás CH₄ e da massa celular de bactérias *Methanosarcina sp*, presente no leito filtrante dos reatores.

6.12. Inóculo

Analisando o comportamento da percentagem em peso de inóculo adicionado à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, em relação a eficiência de transformação de massa de DQO, eficiência de transformação de massa de carbono orgânico total, teor de umidade na massa bioestabilizada, da taxa de produção de biogás e de gás metano, relação C:N no substrato e na massa bioestabilizada, constata-se que a influência do inóculo no processo de tratamento anaeróbio destes resíduos, em reatores com estas configurações, apresenta substanciais vantagens, dentre estas vantagens, são destacadas:

- maior produção de gás CH_4 ;
- mais rápida estabilidade do percolado ;
- redução do tempo de bioestabilização da matéria orgânica. A redução do tempo foi diretamente proporcional a percentagem em peso de inóculo utilizado na preparação do substrato ;
- maior compactação da massa bioestabilizada ;
- maior e melhor controle do percolado e do biogás produzido ;
- completo aproveitamento de todo o material produzido, isto é, o gás CH_4 como fonte energética, o percolado usado para recirculação, contribuindo com a aceleração das atividades metanogênicas, e a massa bioestabilizada, após ser submetida ao processo de vermicompostagem, torna-se um promissor agente condicionador do solo.

Nas Figuras 5.51. a 5.61., estão definidas os comportamentos de dez dos principais parâmetros do processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, e da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto sanitário.

Observa-se que os parâmetros analisados apresentam comportamento da mesma natureza para os reatores das três etapas.

Em algumas situações, a diferença no tempo de operação a que foram submetidos os reatores da 3.^a etapa, demonstra certo grau de dificuldade na definição de correlações de alguns parâmetros monitorados. Para os reatores da 1.^a e 2.^a etapas, o tempo de operação de 315 dias não foi suficiente para completar o processo de bioestabilização da matéria orgânica. Verifica-se que os reatores da série D, foram os que apresentaram as mais significativas correlações, haja visto, terem alcançado todas as fases envolvidas no processo de bioestabilização.

Neste trabalho, alguns parâmetros investigados apresentaram resultados que não expressam a realidade do desempenho do reator. Tem-se por exemplo, o comportamento da evolução temporal do gás metano para o reator D₃. No caso específico deste reator em que a percentagem máxima de CH₄ foi alcançada aos 300 dias de operação e o seu descarregamento ocorreu somente aos 570 dias, tendo-se portanto um período de 270 dias em que o reator operou com limitação de substrato. Neste período ocorreu reversão metabólica, desfavorecendo sobretudo o potencial metanogênico.

Quanto a produção de gás CH₄, houve acentuada influência do inóculo até percentual de 20%. Com 45% já foi observado um leve decréscimo na produção de CH₄. Na Tabela 6.16., são mostrados os valores da produção de CH₄, quando investigada a adição de 10, 20 e 45% em peso de inóculo adicionado ao substrato.

TABELA 6.16.- Valores estimados da produção de gás CH₄ para diferentes situações.

Fração orgânica de resíduo sólidos urbano e substrato	Produção de gás CH ₄ (N m ³)
1 tonelada de resíduo sólido urbano "in natura"	11,78
900 kg de resíduo sólido urbano + 100 kg de lodo de esgoto industrial com 3,6% de ST. Umidade do substrato é de 70%	16,17
800 kg de resíduo de sólido urbano + 200 kg de lodo de esgoto industrial com 3,6% de ST. Umidade do substrato é de 70%	19,75
550 kg de resíduo sólido urbano + 450 kg de lodo de esgoto industrial com 3,6% de ST. Umidade do substrato é de 70%	17,09

6.13. Potencial Energético da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Inoculada com Lodo de Esgoto Sanitário

Teoricamente, a relação energética da biconversão da matéria orgânica é de $0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DQO}$ bioestabilizada.

Para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos utilizada neste trabalho, a massa de DQO correspondeu em média a 9,5% da massa de resíduo "in natura". A adição de inóculo não acarretou acréscimo na massa de DQO. Neste caso específico explicado pela própria constituição físico-química do lodo utilizado como inóculo.

Salienta-se que esta baixa relação massa de resíduos sólidos urbanos - massa de DQO, se deve ao teor de umidade de 70%, além da reconhecida presença de material inerte nos resíduos.

Constatou-se que o tratamento conjugado da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos mais lodo de esgoto sanitário, acarretou um acréscimo significativo na taxa de produção de CH₄, quando comparado com o tratamento isolado da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. No caso dos reatores da 3.^a etapa, foi verificado que a taxa de produção de CH₄ do

reator C₃, foi 69% superior a taxa de produção de CH₄ do reator A₃ em base seca (105°C). Sabendo-se que o pico de produção de CH₄ para este tipo de tratamento acontece em um período de mais ou menos seis meses, para instalação em escala natural formada por reatores de batelada e a utilização do biogás for através da combustão direta, terá que ser gerenciado o sistema de maneira que não haja colapso no fornecimento de biogás, e por outro lado não seja necessário vultuosos investimentos na instalação de equipamentos para armazenamento de biogás.

É difícil se realizar um balanço energético completo para este tipo de tratamento, haja visto, haver interferências de uma série enorme de fatores, dentre os quais pode-se citar:

- tipologia de resíduos ;
- sistema de coleta ;
- pré-tratamento aplicado ;
- tipo de lodo a ser inoculado ;
- localização das instalações ;
- fornecimento de biogás, etc.

Para efeito de uma avaliação quantitativa, considera-se uma população de 10 mil habitantes, com uma contribuição percapita de resíduos sólidos urbanos igual a $1,1 \text{ kg} \times \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Estimando-se em 50% o teor de umidade e em 60% o teor de matéria orgânica dos resíduos sólidos, a produção percapita da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é igual a $300 \text{ g} \times \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ em base seca. Para os lodos provenientes da sedimentação primária com peso específico igual a $1,02 \text{ kg} \times \text{L}^{-1}$ e teor de umidade de 95%, a contribuição percapita em base seca é de $55 \text{ g} \times \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Estas frações correspondem a

80% e 20% da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do lodo de esgoto sanitário proveniente da sedimentação primária.

Para os reatores da série C que foram alimentados com substrato preparado com 80% e 20% de fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e do lodo de esgoto sanitário., a taxa de produção de CH_4 foi de $0,25 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{APL}}$.

Portanto, estima-se que para um população de 10 mil habitantes, a produção de CH_4 será de $193 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{dia}^{-1}$.

Quando definida e implementada uma política de reciclagem comunitária, com certeza a percentagem de massa de DQO no substrato aumentará e conseqüentemente passará a ser mais expressiva a taxa de produção de CH_4 .

Para efeito de ilustração são apresentados na Tabela 6.17., as taxas e as percapitas de produção de CH_4 para os reatores da 3.^a etapa.

TABELA 6.17.- Taxas e percapitas de produção de CH_4 .

Parâmetro / Reator	Massa de resíduo sólido urbano (kg)	Massa de DQO (kg)	Volume de CH_4 (L)	Taxa de produção de ($\text{CH}_4 \text{ NLCH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{APL}}$)	Percapita de produção de CH_4 ($\text{NLCH}_4 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)
A ₃	32,00	3,078	377,10	122,48	11,75
B ₃	31,32	2,003	506,38	252,81	16,15
C ₃	31,35	2,471	618,46	250,28	19,72
D ₃	30,52	2,259	521,40	230,81	17,08

6.14. Caracterização Bacteriológica

Objetivo básico de se realizar os exames microscópicos no leito filtrante dos reatores da 3.^a etapa, foi determinar o gênero predominante de bactérias no sistema e tirar possíveis correlações com outros parâmetros

determinados, dentre os quais pode-se citar a taxa de produção de metano e o estado estacionário dos reatores.

A escolha destes dois parâmetros se deve a sua representatividade na avaliação do desempenho do processo.

Na literatura citada, verifica-se que um dos efeitos da adição de inóculo à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos tratados anaerobiamente é aumentar a flora de microrganismos metanogênicos. Portanto, a caracterização bacteriológica é mais um subsídio para a definição de um melhor percentual de inóculo a ser usado para este tipo de tratamento.

Os exames microscópios foram realizados na massa sedimentada no leito filtrante de cada reator. O leito filtrante era um dispositivo constituído de areia de diferentes granulometrias e objetivava reter materias de grandes e médias dimensões evitando a obstrução do ponto de coleta do percolado, mostrado na Figura 4.3. Na parte superior do leito filtrante, formou-se uma camada de sedimento, que no caso dos reatores C_3 e D_3 , atingiu uma espessura média de 1,0 cm. Nesta camada de sedimento foi realizada a coleta das amostras em diferentes pontos da superfície, sendo este o critério adotado para todos os reatores.

Nas Figuras 5.62. e 5.63., são apresentados os resultados dos exames de microscopia eletrônica de varredura do leito filtrante do reator C_3 da 3.^a etapa. Pode-se constatar que foi no leito filtrante do reator C_3 onde formou-se a mais representativa morfologia de bactérias com características do gênero *Methanosarcina sp*, ratificada ainda pelo resultado dos exames de microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase, cujos resultados estão apresentados nas Figuras 5.64 e 5.65. Estes dados correlacionam-se qualitativamente com a taxa de produção de metano que foi de $0,25 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \times \text{kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{APLI}}$, e com o estado estacionário, que no caso deste reator variou de 360 a 530 dias.

Nas Figuras 5.66. e 5.67., são apresentados os resultados dos exames de microscopia eletrônica de varredura do leito filtrante do reator D₃ da 3.^a etapa. Consta-se a presença de morfologia de células de bactérias do gênero *Methanosarcina sp*, confirmada ainda pelos resultados dos exames de microscopia ótica comum de fluorescência e contraste de fase, apresentados nas Figuras 5.68. e 5.69.

Um dos suportes teóricos que consubstancia estas argumentações principalmente no tocante as principais características das espécies do gênero *Methanosarcina sp*, encontram-se no BERGEY'S MANUAL OF SYSTEMATIC BACTERIOLOGY, 1^a ed., 1989. Referindo-se aos processos de tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos urbanos, a literatura especializada indica o predomínio das espécies do gênero *Methanosarcina sp*.

Neste trabalho as características mais representativas da morfologia bacteriana do gênero *Methanosarcina sp*, foram estabelecidas pelos reatores C₃ e D₃ da 3.^a etapa, os quais apresentaram mais rápida estabilidade no percolado produzido, definida pela neutralidade do pH e por uma equilibrada relação dos ácidos graxos voláteis / alcalinidade total e conseqüentemente um representativo percentual de metano no biogás produzido pelo processo de bioestabilização da matéria orgânica.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O resultado da análise dos dados deste trabalho, conduz as seguintes conclusões e recomendações:

- O tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, quando inoculada com lodo de esgoto industrial, favorece consideravelmente o desempenho do processo em termos de redução do tempo de bioestabilização da matéria orgânica.
- Ficou evidenciada a viabilidade de se tratar anaerobiamente a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, utilizando-se como agente catalisador do processo lodo de esgoto industrial na proporção média de 20% em peso da massa de resíduo a ser tratada.
- Que a taxa de produção de CH_4 alcançou limite máximo quando adicionado 20% em peso de inóculo ao substrato, não ocorrendo o mesmo para a taxa de produção de biogás.
- Que a redução no tempo de estabilização dos líquidos percolados foi diretamente proporcional a percentagem em peso de inóculo adicionado ao substrato.
- O lodo utilizado como inóculo neste trabalho é constituído em parte por materiais de difícil biodegradação.
- O percolado produzido pelo processo de bioestabilização em reatores operando em condições de estados estacionários, apresenta elevado

- potencial metanogênico podendo ser utilizado como inóculo, que além de acelerar as atividades das bactérias metanogênicas, contribui para controlar o teor de umidade do substrato.
- Mesmo trabalhando-se com baixas relações carbono:nitrogênio, não foi constatado problemas de toxicidade ou inibição em nenhum dos reatores monitorados.
 - A escala de reatores influenciou consideravelmente no processo de bioestabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, inoculada com lodo de esgoto industrial.
 - Ficou constatado que todos os reatores operaram em faixa de temperatura mesófila, não sendo observado influência da temperatura ambiente.
 - Dentre o grupo das bactérias metanogênicas houve predominância da morfologia de bactérias metanogênicas do gênero *Methanosarcina sp* em todas as amostras examinadas.
 - Os microrganismos que participaram do processo de bioestabilização da matéria orgânica se desenvolveram satisfatoriamente na faixa de temperatura mesófila.
 - As correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados nas três diferentes etapas do trabalho, na sua maioria apresentaram similares comportamentos. Como as escalas dos reatores variaram de 0,5 a 50 litros, é possível que esta tendência ocorra até mesmo para reatores em escala real submetido as mesmas condições operacionais.
 - O tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial, em reator de configuração similar a pesquisada neste trabalho, viabiliza o controle do biogás e do percolato produzido, além de não causar exalação de maus odores. Apresentou taxa média de produção de CH_4 de $0,25 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DQO}$ aplicada, podendo ser considerada como uma fonte alternativa de energia, além do material

bioestabilizado com características essenciais de agente condicionador de solo.

- Como desvantagens pode-se citar as dificuldades apresentadas em se separar a fração orgânica biologicamente tratada dos resíduos sólidos urbanos. A solução encaminhada, está condicionada a uma política de coleta seletiva à ser aprovada por todos os municípios brasileiros.
- Como neste trabalho não foram levados em consideração parâmetros relacionados com custos de coleta, transporte e preparação dos resíduos; construção, instalação e manutenção dos reatores; armazenamento e distribuição do biogás é difícil argumentar a viabilidade técnico-econômica deste tipo de tratamento em escala natural, quando objetivado exclusivamente o potencial energético destes resíduos.

As principais recomendações encaminhadas são:

- Investigar a influência da escala de reatores anaeróbios de batelada tratando à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial.
- Investigar a influência de granulometria e do peso específico da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial tratado em reatores anaeróbios de batelada ;
- Pesquisar o processo de digestão anaeróbia de alta concentração de sólidos da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial em faixa de temperatura termofílica ;
- Verificar a influência da recirculação dos líquidos percolados quando estes apresentarem a relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade total variando de 0,5 a 1,0 no processo de bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial.

- Recomenda-se que seja investigado o tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo de esgoto industrial, com 70% de umidade, baixa granulometria e peso específico acima de $1500 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ no substrato alimentado aos reatores ;
- Pesquisar o processo de vermicompostagem no material bioestabilizado, objetivando a formação de compostos a ser usado como agente condicionador de solo, e por outro lado estudar a possibilidade de se transformar este vermicomposto em ração para animais de grande ou pequeno portes.
- Que sejam adotadas metodologias mais representativas para o monitoramento do biogás produzido e para as determinações do potencial redox nos líquidos percolados.
- Realizar este mesmo tipo de trabalho para reatores em escalas piloto e protótipo, tratando anaeróbiamente a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos inoculada com lodo primário de esgoto industrial, na proporção média de 80% e 20% de percentagem em peso respectivamente.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A KOUZELI - KATSIRI and KARTSONAS. **Anaerobic Digestion of Sewage Sludge and Organic Agricultural Wastes.** Elsevier Applied Science Publisher Ltd., Crow House, Linton Road, Barkin Essex IGII 8zu, England, 1984.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 18th ed. Washington, 1992.

× ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004, **Resíduos Sólidos - Classificação.** São Paulo, 1987.

BAADER, W. et al. **Biotechnological Methods for the Utilization of Residues and Byproducts of Agricultural Production.** Institute for Technology, v. 32, 1991.

BARLAZ, M. A. et al. **Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill.** **Applied on Environmental Microbiology.** v. 55, n. 1, p. 55-65, jan, 1989

BARLAZ, M. A. et al. **Mass Balance Analysis of Anaerobically Decomposed Refuse.** **Journal of Environmental Engineering.** v. 115, p. 1088 - 1101, december, 1989.

BERGEY'S. **Manual of Systematic Bacteriology.** 1st ed., J.T. STALEY, M. P. BRYANT ; N. PFENNING ; J. G. HOLF, Baltimore, Williams & Wilkins, 1989. V 3 p. 2171 - 2214.

- BRANCO, S.M. O Meio Ambiente em Debate, Coleção Polêmica, São Paulo, 1988.
- BURROWS, M. G. The Redox Potencial of Activated Sludge. **Water Pollution Control**, p. 415 - 422, 1977.
- CECCHI, F. et al. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes. **Journal of Waste Recycling - Biocycle**, p. 42-43, june, 1990.
- CHRISTENSEN, T. H. et al. Basic Biochemical Process in Landfills. in: CHRISTENSEN, T. W., Cossu, Raffaello e STEGMANN, Rainer (eds). Sanitary Landfilling: Process, Tecnology and Enviromental Impact. Academic Press, 1991.
- CHUNG, Y. C., NEETHLING, J. B. Microbial Activity Measurements for Anaerobic Sludge Digestion. **Journal WPCF**, v. 61, n. 3, p. 343 - 349, march, 1989.
- CHUNG, Y. C., NEETHLING, J. B. Viability of Anaerobic Digester Sludge. **Journal of Environmental Engineering Division, ASCE**, v. 116, n. 2, p. 330-340, march/april, 1990.
- CLÁUDIO, J.R. Encontro técnico. Resíduos Sólidos e Meio Ambiente no estado de São Paulo. São Paulo, 1992.
- CRAVEIRO, A. M. Influência da Proporção Lixo e Lodo de Esgoto no Processo de Digestão Anaeróbia desses resíduos. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da USP, para obtenção do título de Mestre em Engenharia. São Paulo, 1982.
- FARQUHAR, G. J. & ROVERS, F. A. Gas Production During Refuse Decomposition. **Water Air and Soil Pollution**, n. 2, 1973.
- GLAUSER, M. ; ARAGANO, M. ; GANDOLLA, M. Anaerobic digestion of urban wastes: sewage sludge and organic fraction of garbage. In: **BIOENVIRONMENTAL SYSTEMS**. Florida C.R.C. Press. V. 3, 1987.
- GOLUEKE, C. G. Bacteriology of Composting. **Journal of Waste Recycling - Biocycle**. p. 55-57, jan, 1992.

- GOMES, C. S. Instalação de Biogaseificação Energética Acelerada de Lixo Biodegradável. **Revista Engenharia Sanitária**. Rio de Janeiro, v. 20, p. 322-324, jul/set., 1981.
- GOMES, J. A. et al. Produção de Biogás e Fertilizante a partir de Matéria Orgânica de Lixo Doméstico. XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 2, Tomo III, p. 98-112, Goiânia - GO, 1991.
- X GOMES, L. P. Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterro Sanitário, 1989. São Carlos: SHS-EESC. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos - USP.
- GUJER, W. & ZEHNDER, A. J. B. Conversion process in anaerobic digestion. *Water Science Technology*. 15. p. 127-67, 1983.
- HALVADAKIS, C. P. Methanogenesis in Solid Waste Landfill Bioreactors. Stanford University, 1983. Dissertation submitted to the Department of Civil Engineering and the Committee on Graduate Studies of Stanford University, 1983.
- HARTZ, K. E. Temperature Effects: Methane generation from landfill samples. **Journal of the Environment Engineering Divison**, ASCE, v. 108, august, 1982.
- HITTE, S. J. Anaerobic digestion of solid waste and sewage sludge in to methane. *Compost Science*, Jan/Fev. 1976.
- KASALI, H. B. et al. Sodium bicarbonate effects on the anaerobic digestion of refuse. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 44, p. 31-41, 1988.
- KAYAHNIAM, M. ; TCHOBANOGLOUS, G. Computation of C:N ratios for various organic fraction. **Journal of Waste Recycling - Biocycle**, may, 1992.
- KELLOG, S. R. Sludge Management Changing Times. **Pollution Engineering**. v. 21, n. 12, november, 1989

- KOTZE, J. P. et al. Anaerobic Digestion II - The characterization and control of anaerobic digestion. **Water Research**, v.3, p. 459 -494, 1969.
- KROEKER, E. J. Anaerobic treatment process stability. **Journal WPCF**, v. 51, n. 4, p. 718-726, april, 1979.
- LAWRENCE, A. W. & McCARTY, P. L. The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment. **Journal WPCF**, Washington, 37 (3), p. 329-405, 1965.
- LIMA, L. M. Q. Considerações sobre a exploração de biogás em aterro sanitário. Convênio: Prefeitura Municipal de Campinas, Companhia Paulista de Força e Luz e Mengels Industrial, S.A., Julho, 1985.
- ✕ LIMA, L. M. Q. Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário. São Carlos, SHS : EESC, 1988. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos - USP.
- LUZ, F. X. R. O tratamento de lixo. Associação Brasileira de Limpeza Pública - ABLP, Edição n.º 31, p. 19-23, março de 1989.
- McCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part I. **Public Works**, 1964.
- McCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part III. Toxic materials and their control. **Public Works**, p. 107-112, 1964.
- MERBACH, P. S. Estudos de avaliação de metais pesados em percolado de aterro sanitário em função do tempo de disposição, 1989. São Carlos: SHS / EESC. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos - USP.
- METCALF & EDDY. **Tratamiento y depuración de las aguas residuales. Técnicas Básicas de Ingeniería**. 2.ª edição. Editorial Labor, S.A. Barcelona, 1981.
- ✕ METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: Treatment, disposal, reuse**. Third Edition, McGraw-Hill - International Editions, 1991.

- MOSEY, F. E. Factors affecting the availability of heavy metals to inhibit anaerobic digestion. **Journal WPCF**, 1971.
- OREMLAND, R. S. Biogeochemistry of methanogenic bacteria, In.: *Biologia of Anaerobic Microorganisms*, ed. A. J. B. ZEHNDER, WAGENINGEN, John Wiley & Sons, p. 641 - 706, 1988.
- PAVLOSTATHIS, S. G. Preliminary conversion mechanisms in anaerobic digestion of biological sludges. **Journal of the Environmental Engineering**, v. 114, n. 3, June, 1988.
- PEREIRA NETO, J. T. et al. Resíduos urbanos domiciliares: um paradoxo da sociedade moderna. XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal - RN, 1993.
- PERES, C. S. et al. Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid wastes. São Paulo - Brasil. Paper Preprints. VI International Symposium of Anaerobic Digestion. p. 12-16, May, 1991.
- PFEFFER, J. T. Temperature effects on anaerobic fermentation of domestic refuse. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, 16, p. 771-787, 1974.
- POHLAND, F. G. et al. Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production. *Wat. Sci. Tech.* v. 30, n. 12, p. 117-24, 1994.
- POVINELLI, J. Ação dos metais pesados nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias. São Carlos, 1987. SHS : EESC, Tese (Livre Docência em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos - USP.
- REY, A. B. **Físico / Química Moderna.** v. 4 : Físico / Química Básica. Edições Fortaleza, SP, 1970.
- ROCHA, A. A. Encontro Técnico: **Resíduos sólidos e meio ambiente no Estado de São Paulo.** São Paulo, 1992.

SANJOY, K. et al. The effects of ammonia on methane fermentation process.

Journal WPCF, v. 61, n. 1, jan. 1989.

SANTOS, J. M. Microscopia eletrônica de varredura aplicada as ciências biológicas. FCAV / UNESP - Jaboticabal - SP, 1992.

SCHALCH, V. Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia. São Carlos, 1992. SHS : EESC, Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos - USP.

SCHOLZ, L. C. Encontro Técnico: **Resíduos sólidos e meio ambiente no Estado de São Paulo**. São Paulo, 1992.

X SILVA, S. A. Avaliação dos processos de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos. **Revista Engenharia Sanitária**. v. 16, n. 1, p. 82-103, jan/mar, 1977.

SKAJAA, J. with HANNIBAL, E. Anaerobic gasification advances. **Journal of Waste Recycling - Biocycle**, october, 1991.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia - CETESB. V Simpósio Nacional de Fermentação. Viçosa - MG, 1982.

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environ. Sci. Technology*, 1983.

STENSTRON, M. K. et al. Anaerobic digestion of municipal solid waste. **Journal of the environmental engineering**, v. 109, n. 5, p. 1149-1157, october, 1983.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Solid Wastes: Engineering principle and management issues**. McGraw-Hill Book Company, New York, 1977.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Solid Wastes: Engineering principle and management issues**. McGraw-Hill Book Company, New York, 1993.

- TEIXEIRA, E. N. Efeito inibidor da recirculação direta de chorume na decomposição anaeróbia de resíduos sólidos. São Carlos, 1993. SHS-EESC. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, USP.
- TEN BRUMMELER, E. Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. Doctoral Thesis. Wageningen Agricultural University, Wagening, Netherland, 1993.
- Van HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente. Janeiro, 1994.
- VAZOLLER, R. F. Ecologia da digestão anaeróbia - Ênfase as bactérias metanogênicas. Trabalho apresentado no seminário :Tratamento Anaeróbio de Resíduos. EESC-USP. Julho, 1990.
- VAZOLLER, R. F. Avaliação do ecossistema microbiano de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo, operado com vinhaça sob condições termofílicas. São Carlos, 1995. SHS: EESC, Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos - USP.
- VAZOLLER, R. F. Microbiologia e Saneamento Ambiental. Em: Fundação Tropical de Pesquisas e Tecnologia "André Tosello" ©. Base de dados Tropical © (1995) p. 1 - 11, dora@bdt.org.br.
- VILAS BÔAS, D. M.F. Estudo da microbiota anaeróbia hidrolítica / fermentativa em aterro sanitário, 1990. São Carlos: SHS / EESC. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos - USP.
- WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION - Manual of Practice n. 2, Utilization of Municipal Wastewater Sludge. Washington, 1971.
- ZEHNDER, A. J. B. Biology on anaerobic microorganisms. Agricultural University Wageningen. Netherlands, 1988.

ANEXO A

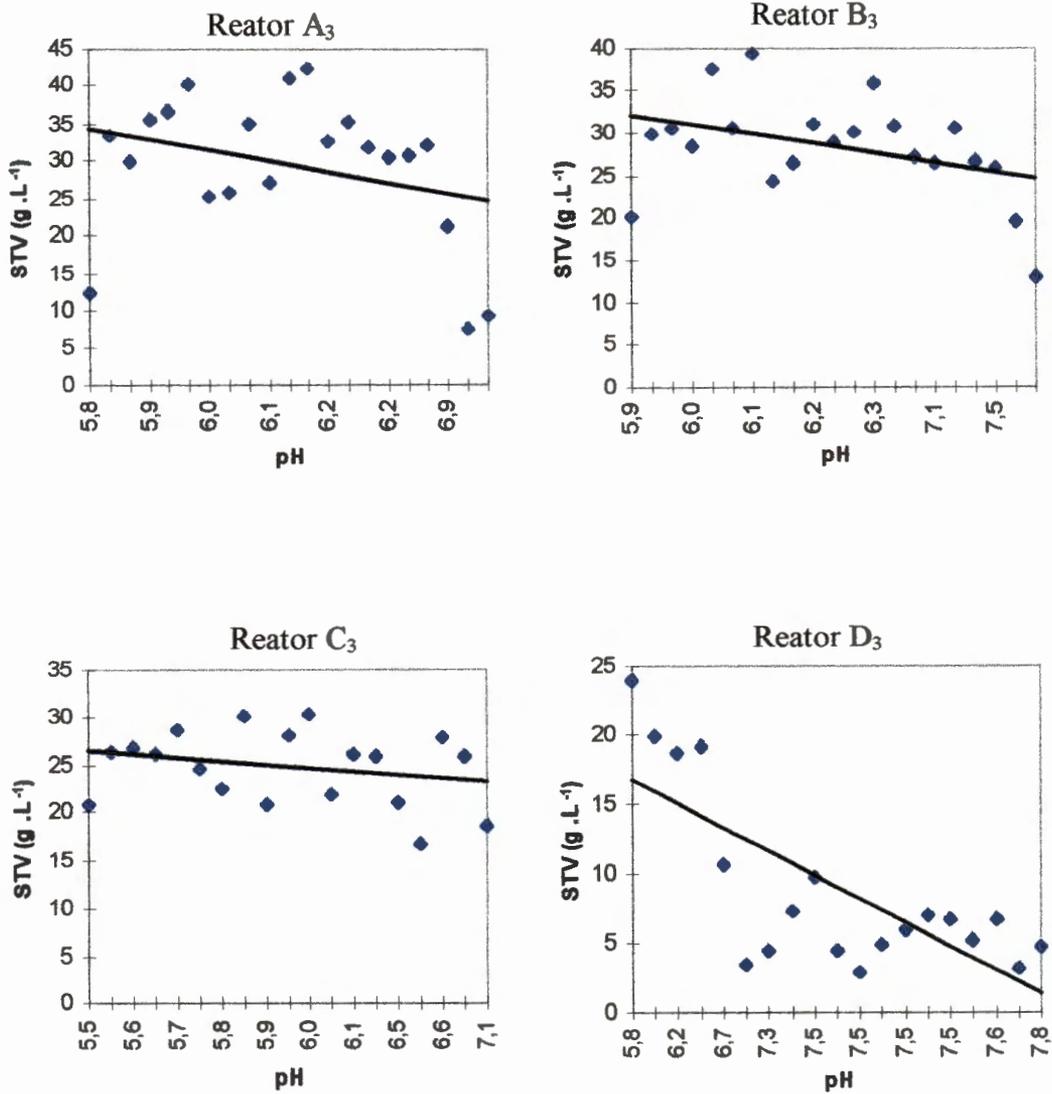


FIGURA 5.8.- Correlações entre pH e sólidos totais voláteis nos líquidos percolados. ($\bar{r} = -0,61$, $s = 0,25$)

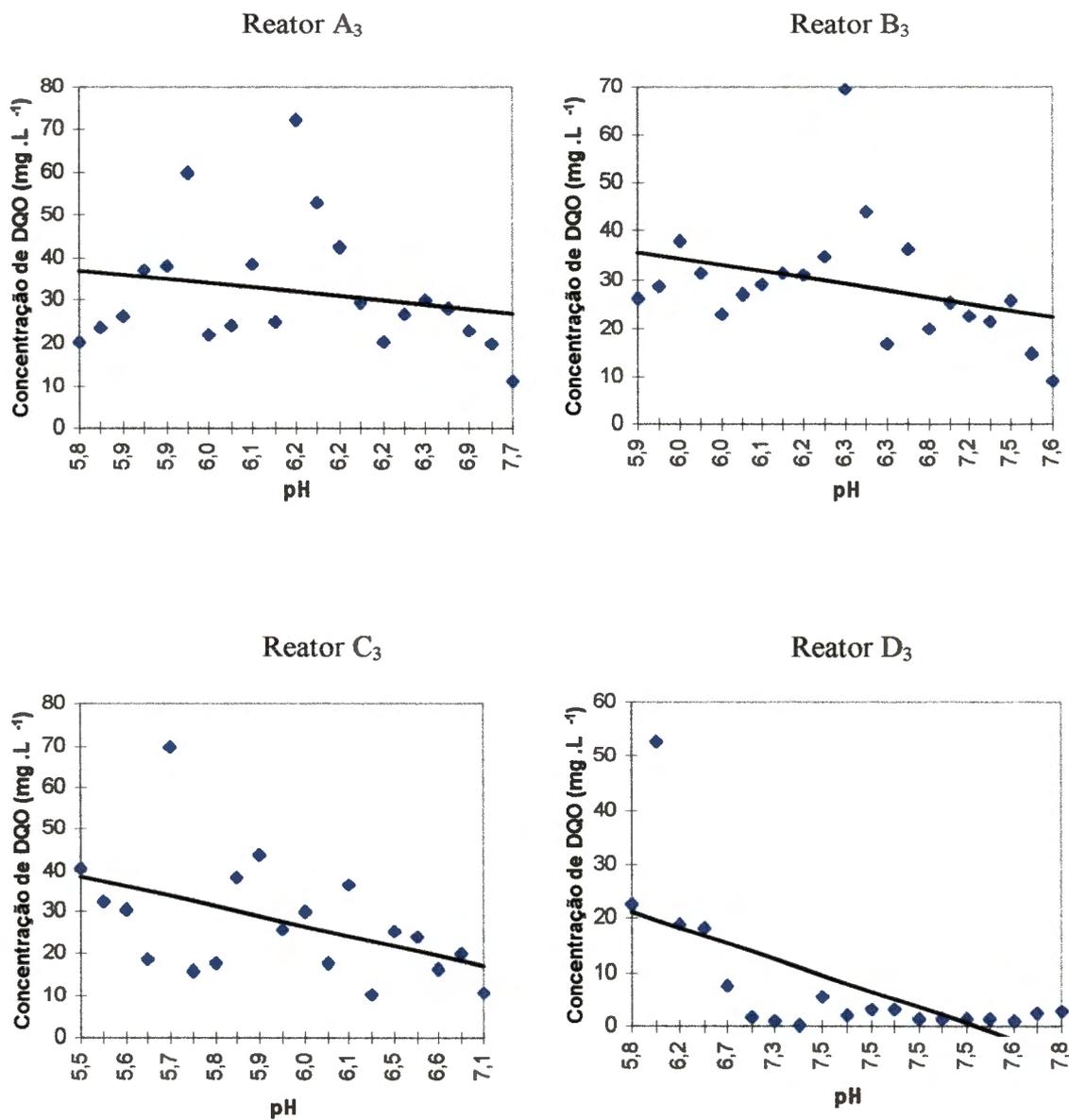


FIGURA 5.9.- Correlações entre pH e DQO nos líquidos percolados.

($r = -0,54$ e $s = 0,23$)

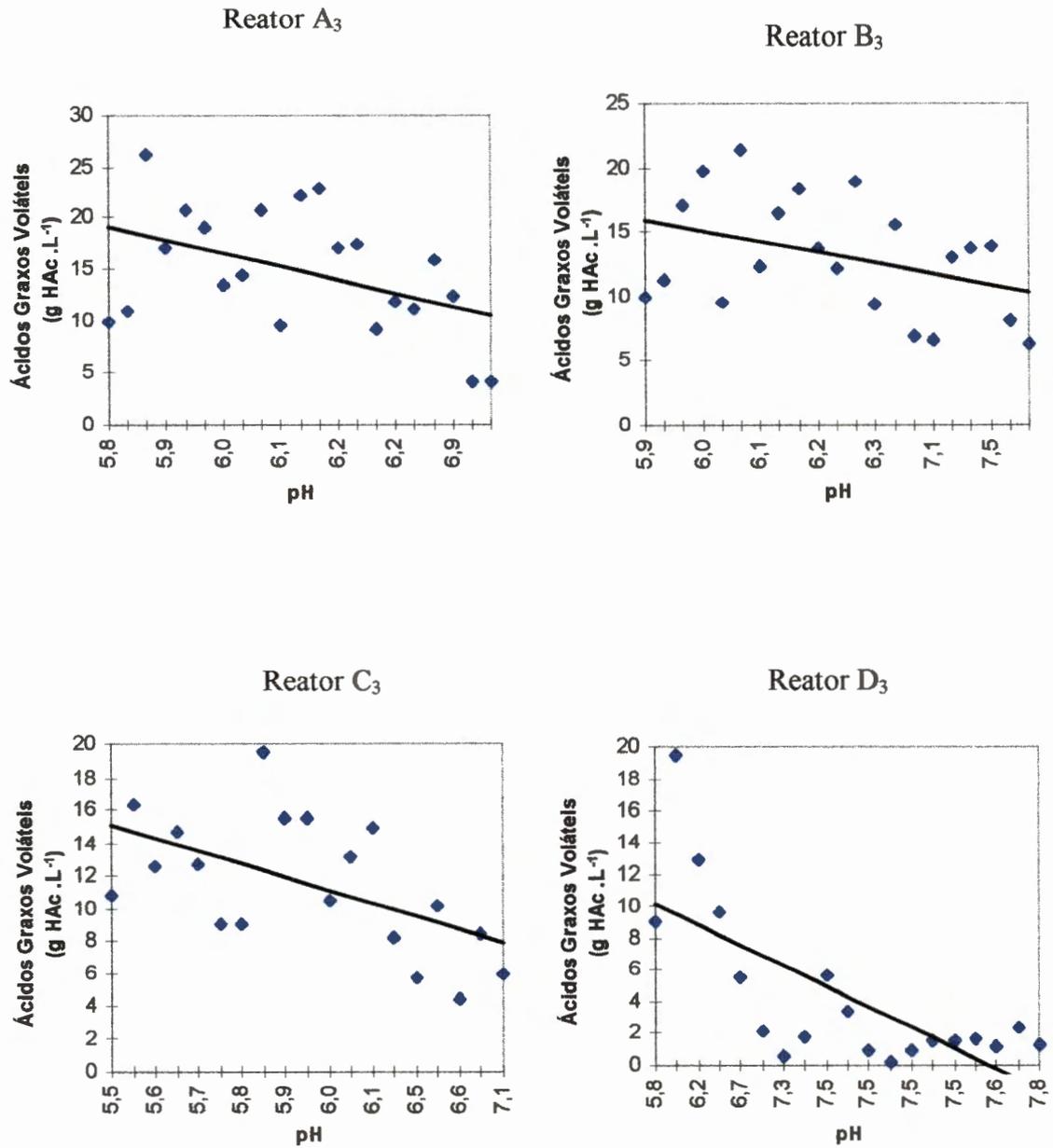


FIGURA 5.10.- Correlações entre pH e ácidos graxos voláteis nos líquidos percolados. ($r = -0,70$ e $s = 0,17$)

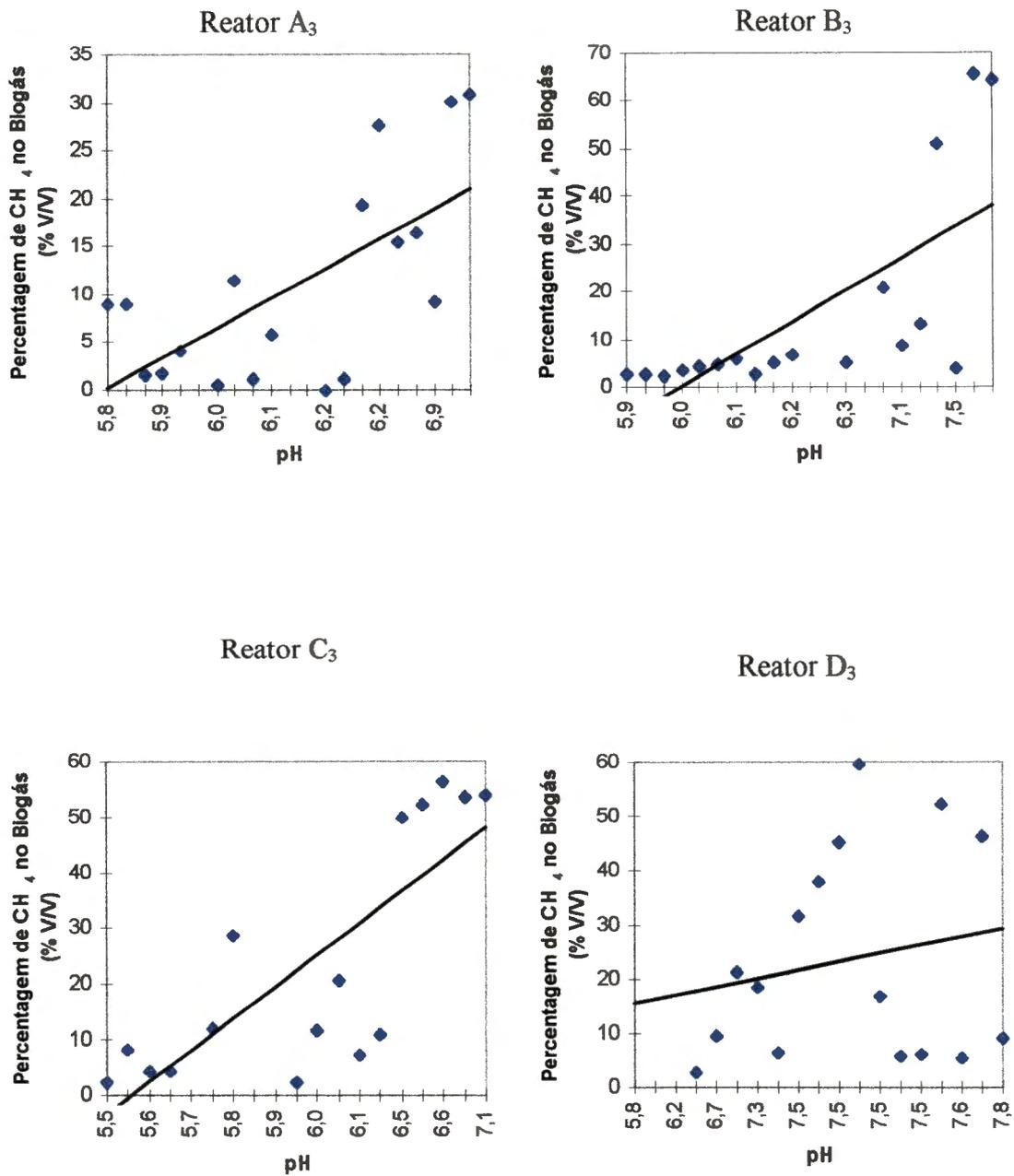


FIGURA 5.11.- Correlações entre pH nos líquidos percolados e percentagem de CH₄ no biogás. ($\bar{r} = 0,73$ e $s = 0,18$)

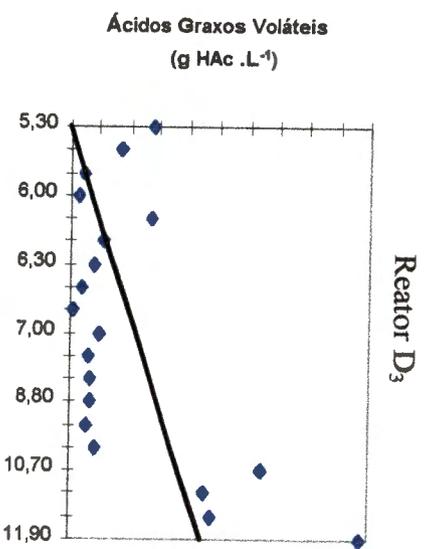
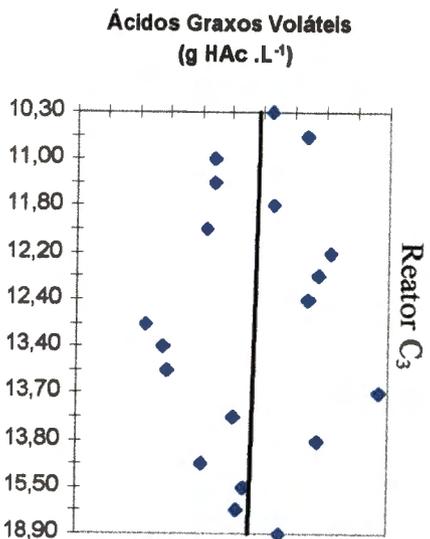
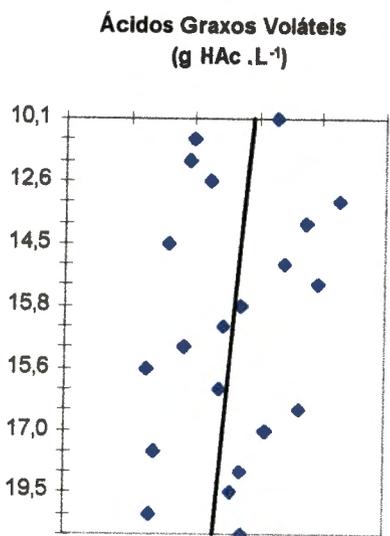
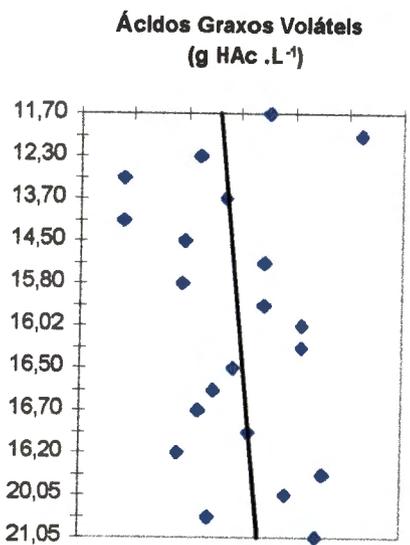


FIGURA 5.13.- Correlações entre alcalinidade total e ácidos graxos voláteis
 ($r = 0,26$ e $s = 0,52$).

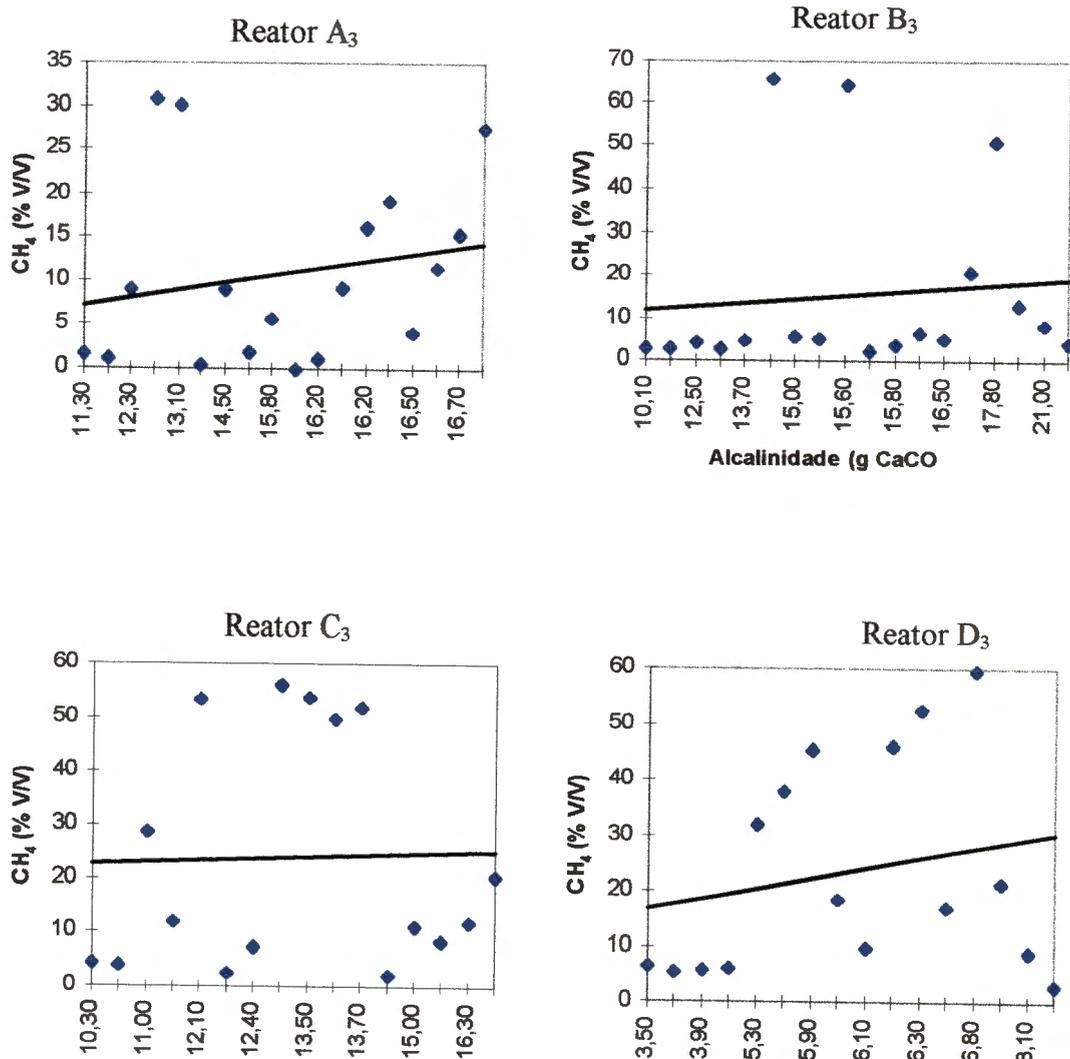


FIGURA 5.14.- Correlações entre alcalinidade total nos líquidos percolados e percentagem de CH₄ no biogás ($\bar{r} = - 0,45$ e $s = 0,38$).

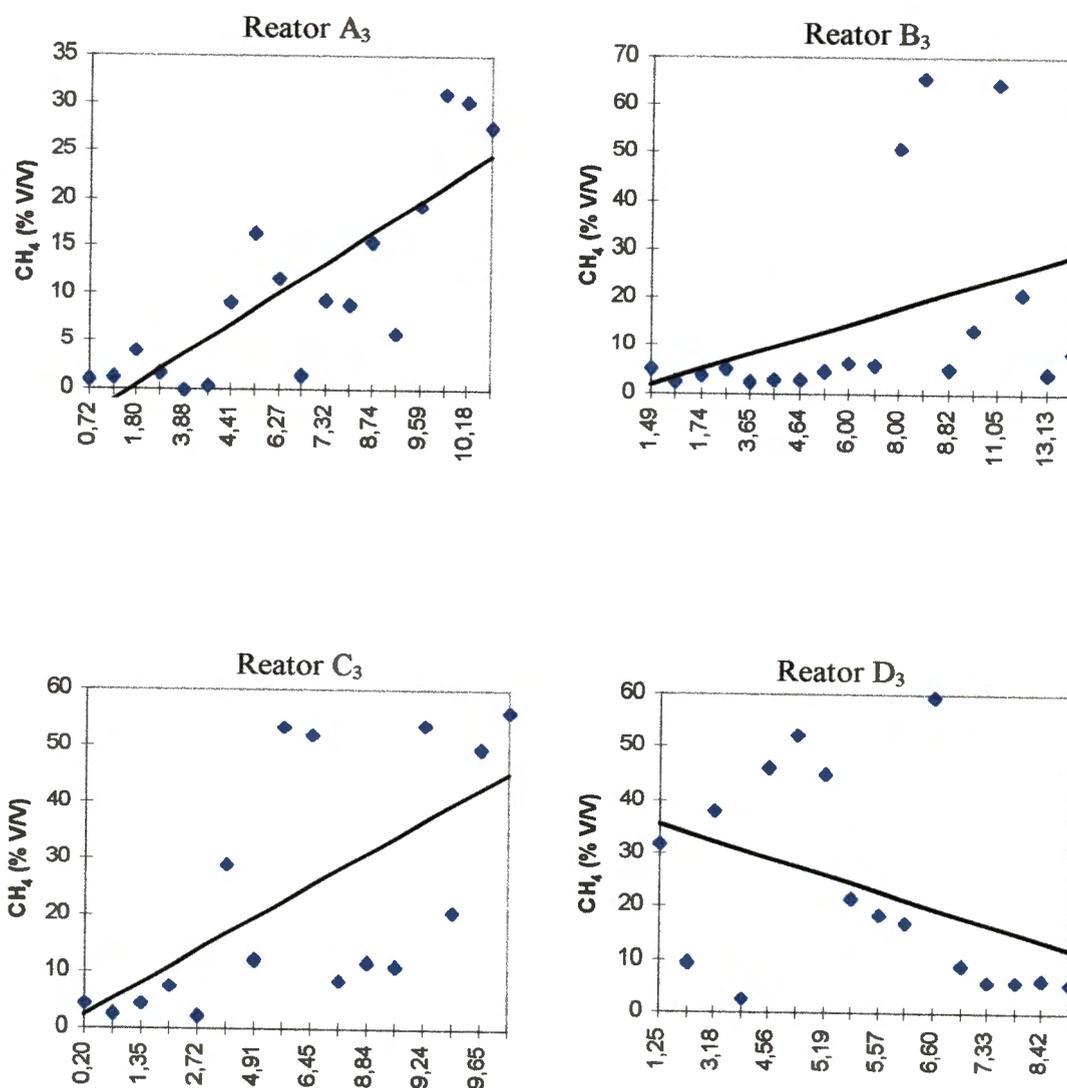


FIGURA 5.16.- Correlações entre ácidos graxos voláteis e percentagem de CH₄ ($r = -0,65$ e $s = 0,27$).

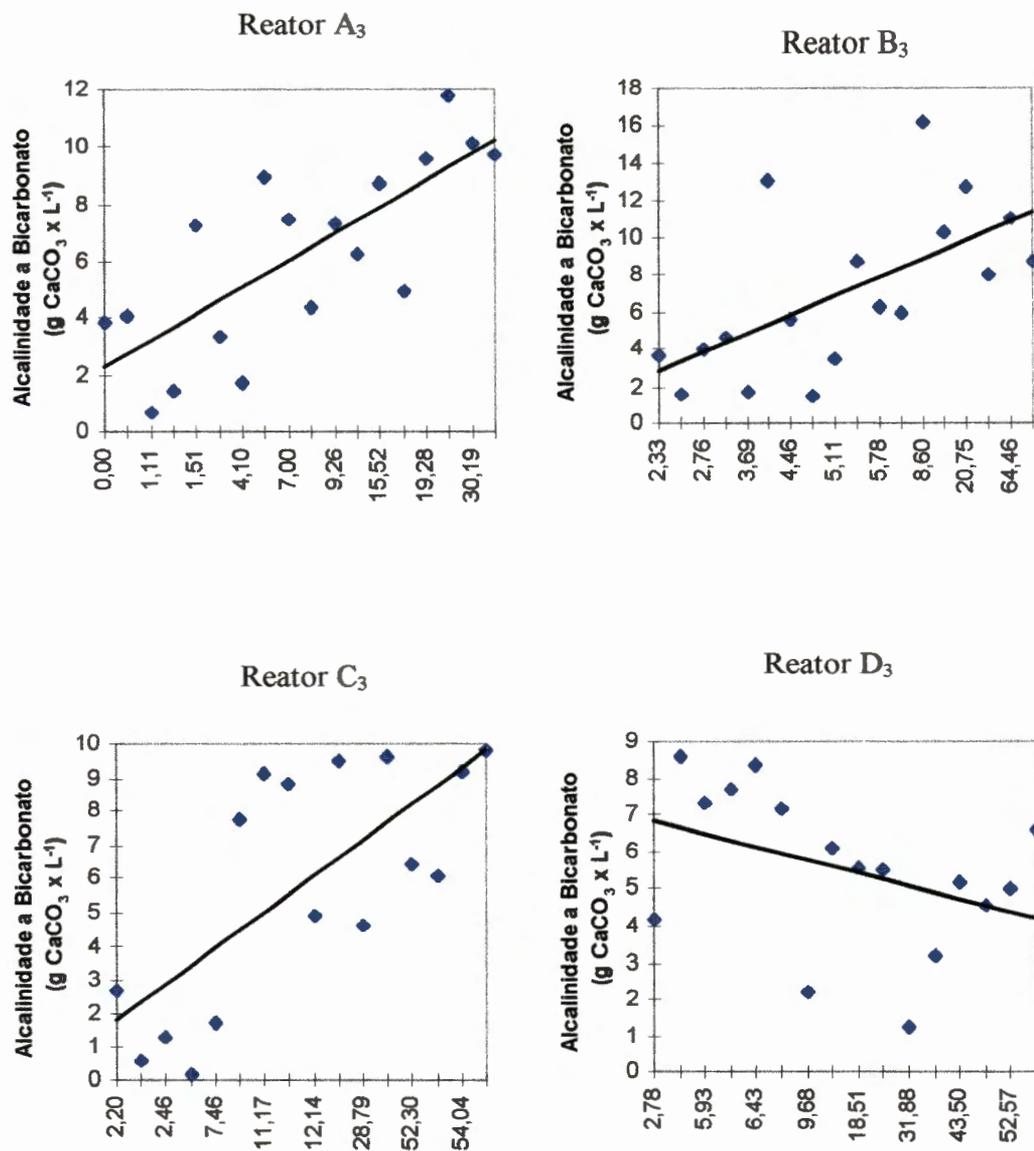


FIGURA 5.17.- Correlações entre alcalinidade a bicarbonato e percentagem de CH₄. ($\bar{r} = 0,43$ e $s = 0,50$)

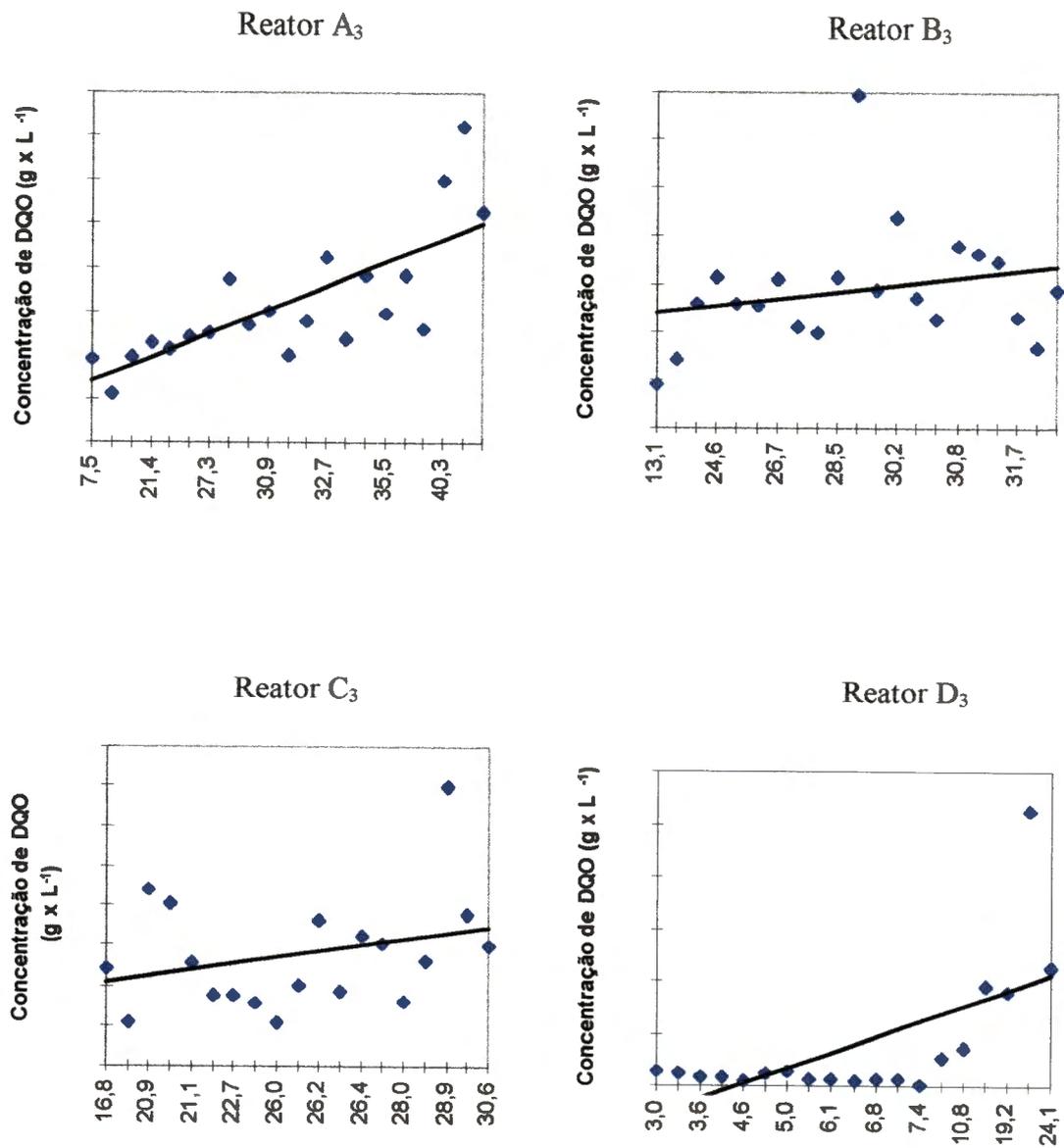


FIGURA 5.20.- Correlações entre sólidos totais voláteis e demanda química de oxigênio ($r = 0,51$ e $s = 0,32$).

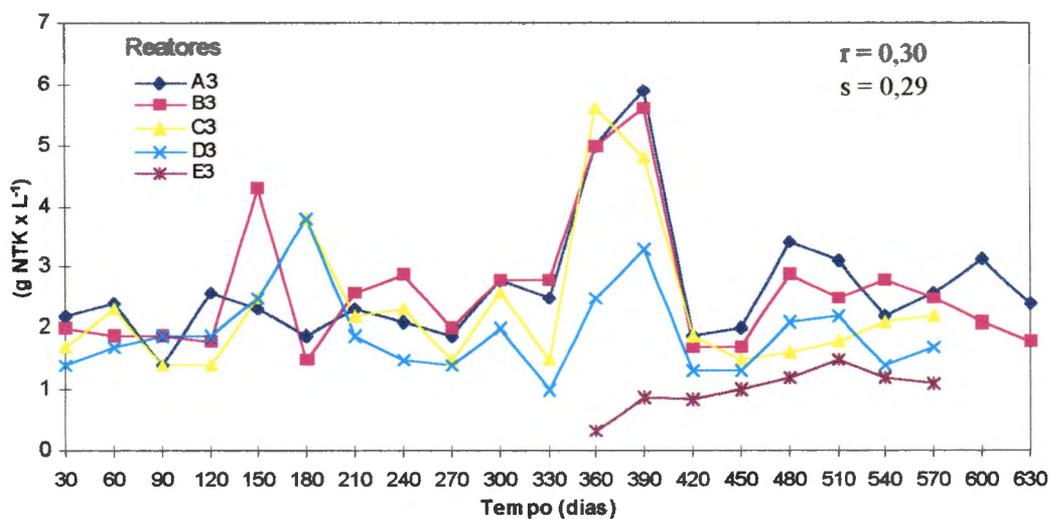


FIGURA 5.21.- Comportamento das evoluções temporais do nitrogênio total.

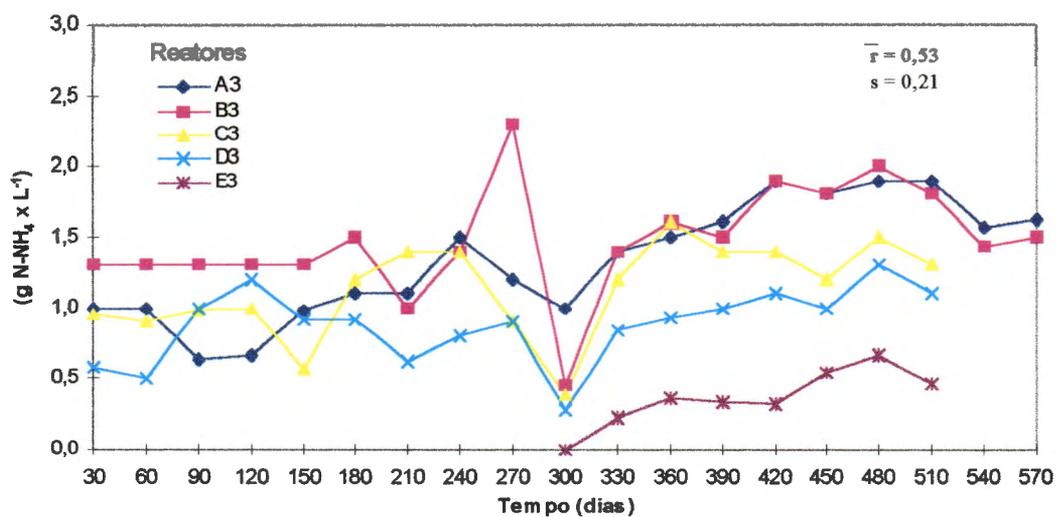


FIGURA 5.22.- Comportamento das evoluções temporais do nitrogênio amoniacal.

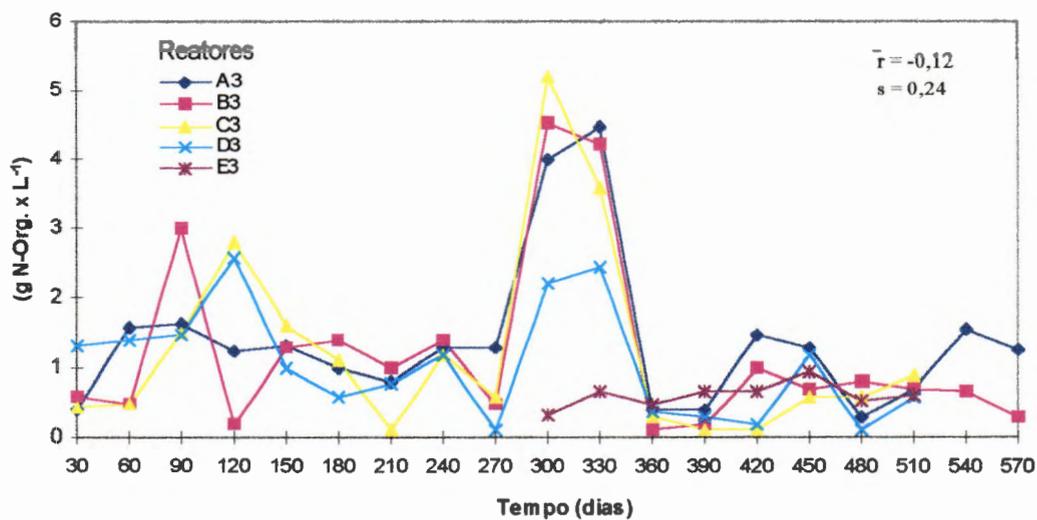


FIGURA 5.23.- Comportamento das evoluções temporais do nitrogênio orgânico.

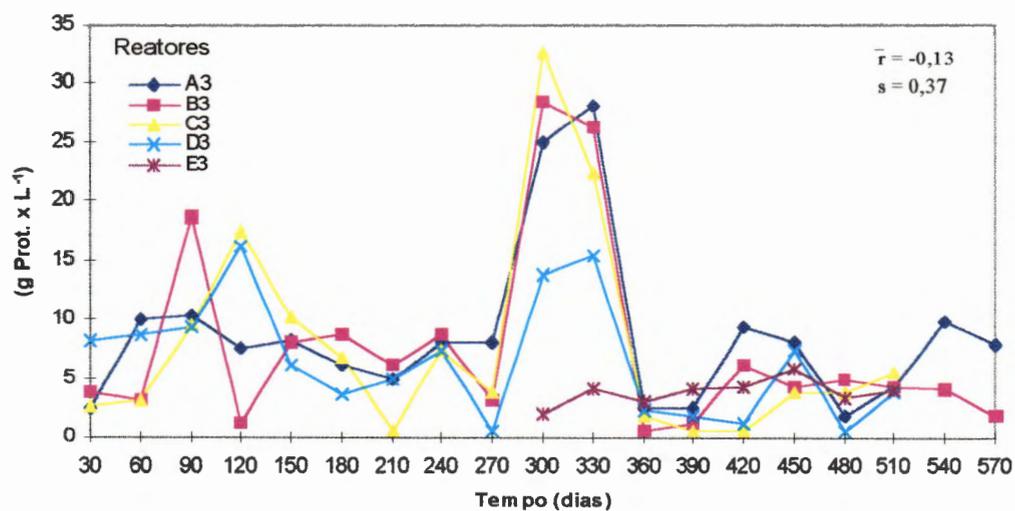


FIGURA 5.24.- Comportamento das evoluções temporais das proteínas.

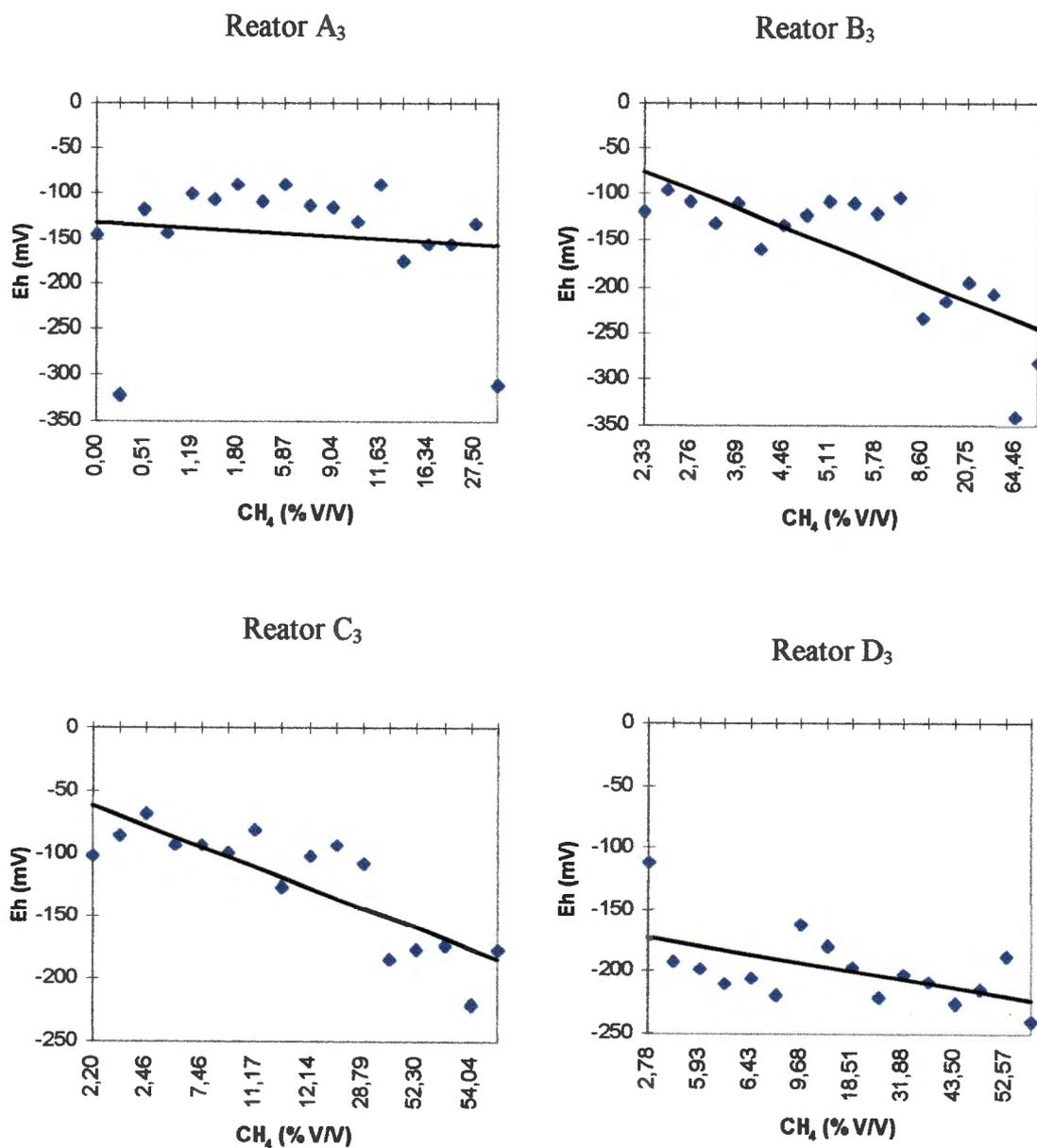


FIGURA 5.26.- Correlações entre potencial redox e percentagem de CH₄.
 ($r = - 0,73$ e $s = 0,13$)

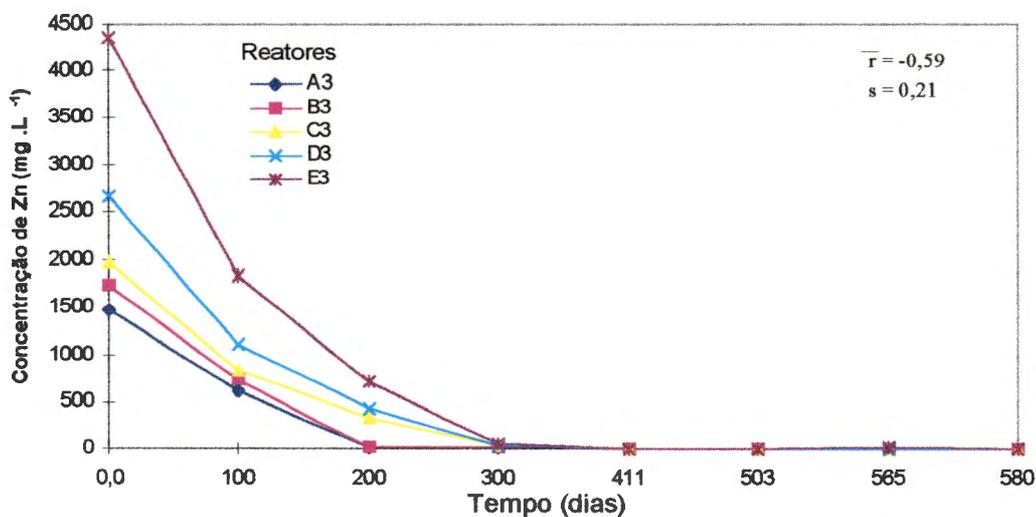


FIGURA 5.28.- Comportamento das evoluções temporais do Zinco.

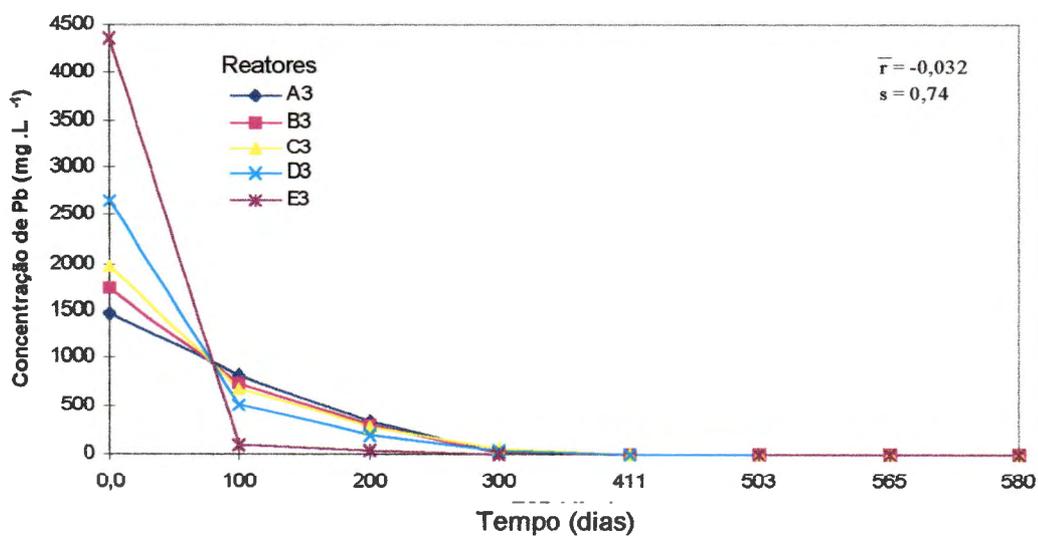


FIGURA 5.29.- Comportamento das evoluções temporais do Chumbo.

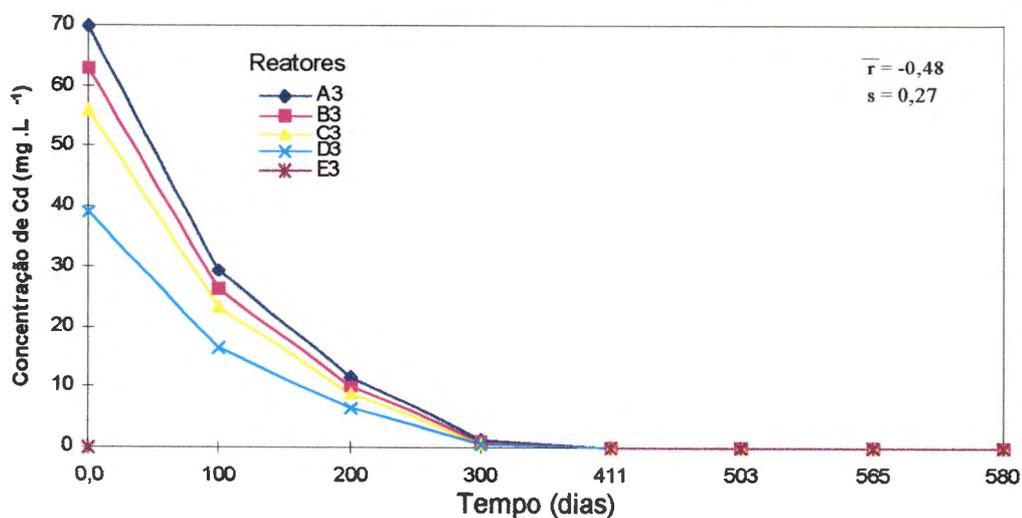


FIGURA 5.30.- Comportamento das evoluções temporais do Cádmio.

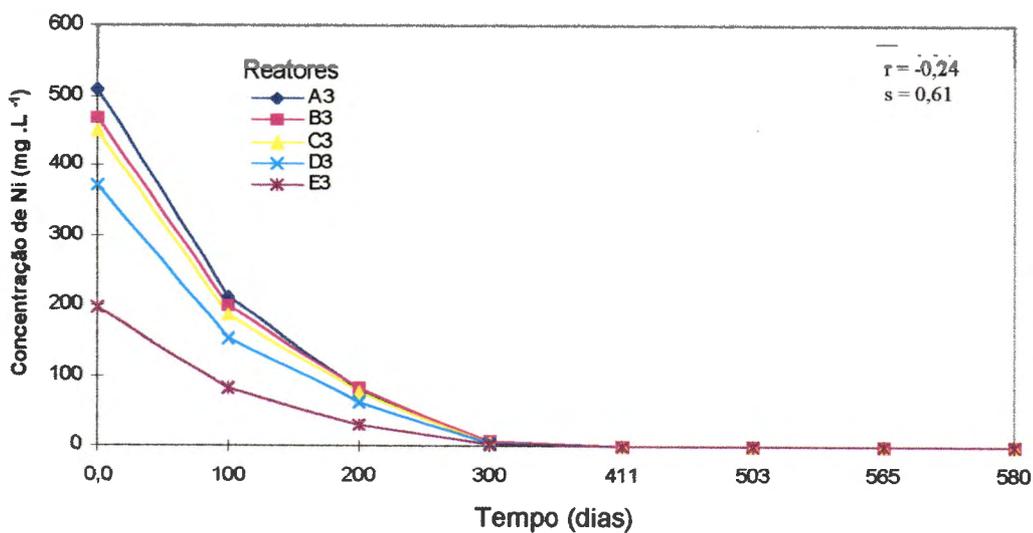


FIGURA 5.31.- Comportamento das evoluções temporais do Níquel.

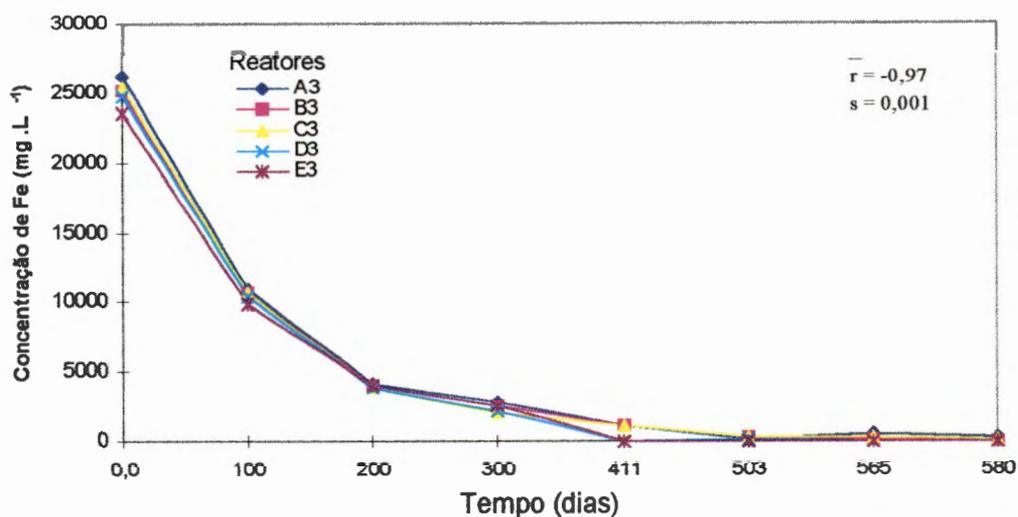


FIGURA 5.32. - Comportamento das evoluções temporais do Ferro.

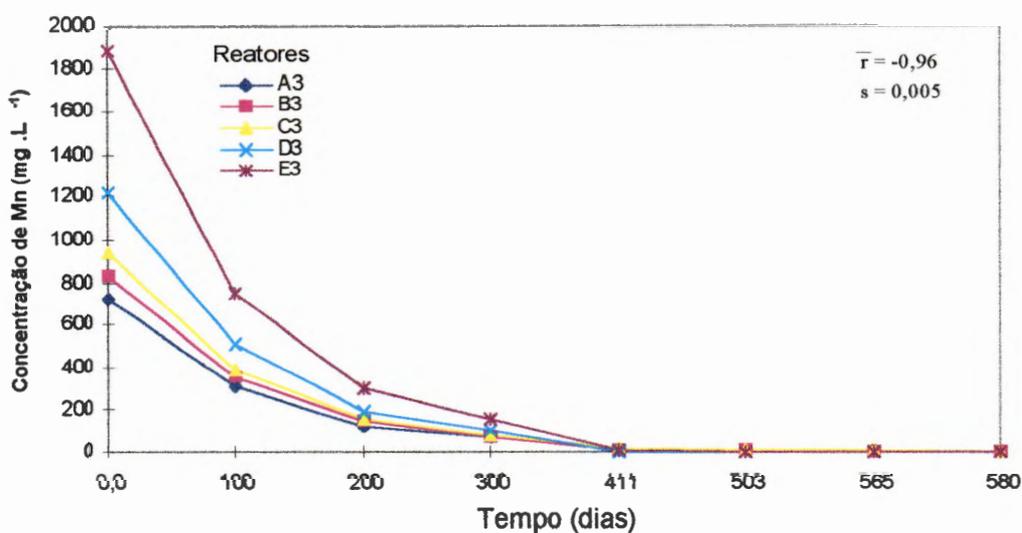


FIGURA 5.33.- Comportamento das evoluções temporais do Manganês.

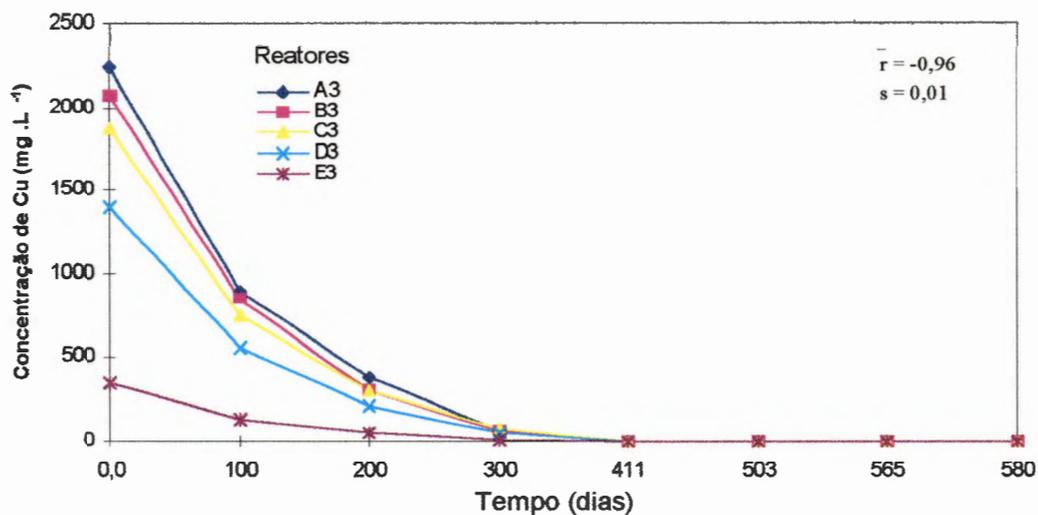


FIGURA 5.34.- Comportamento das evoluções temporais do Cobre.

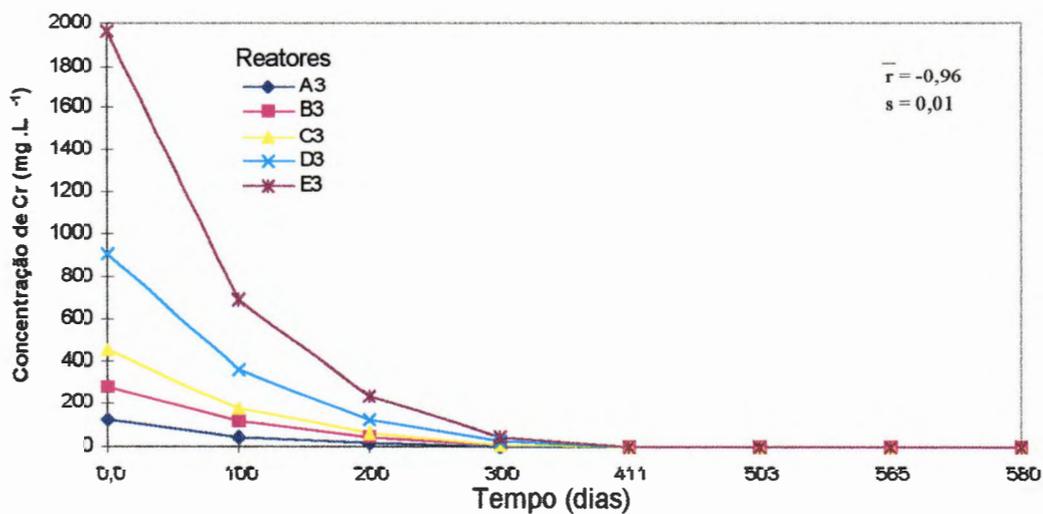


FIGURA 5.35.- Comportamento das evoluções temporais do Cromo.

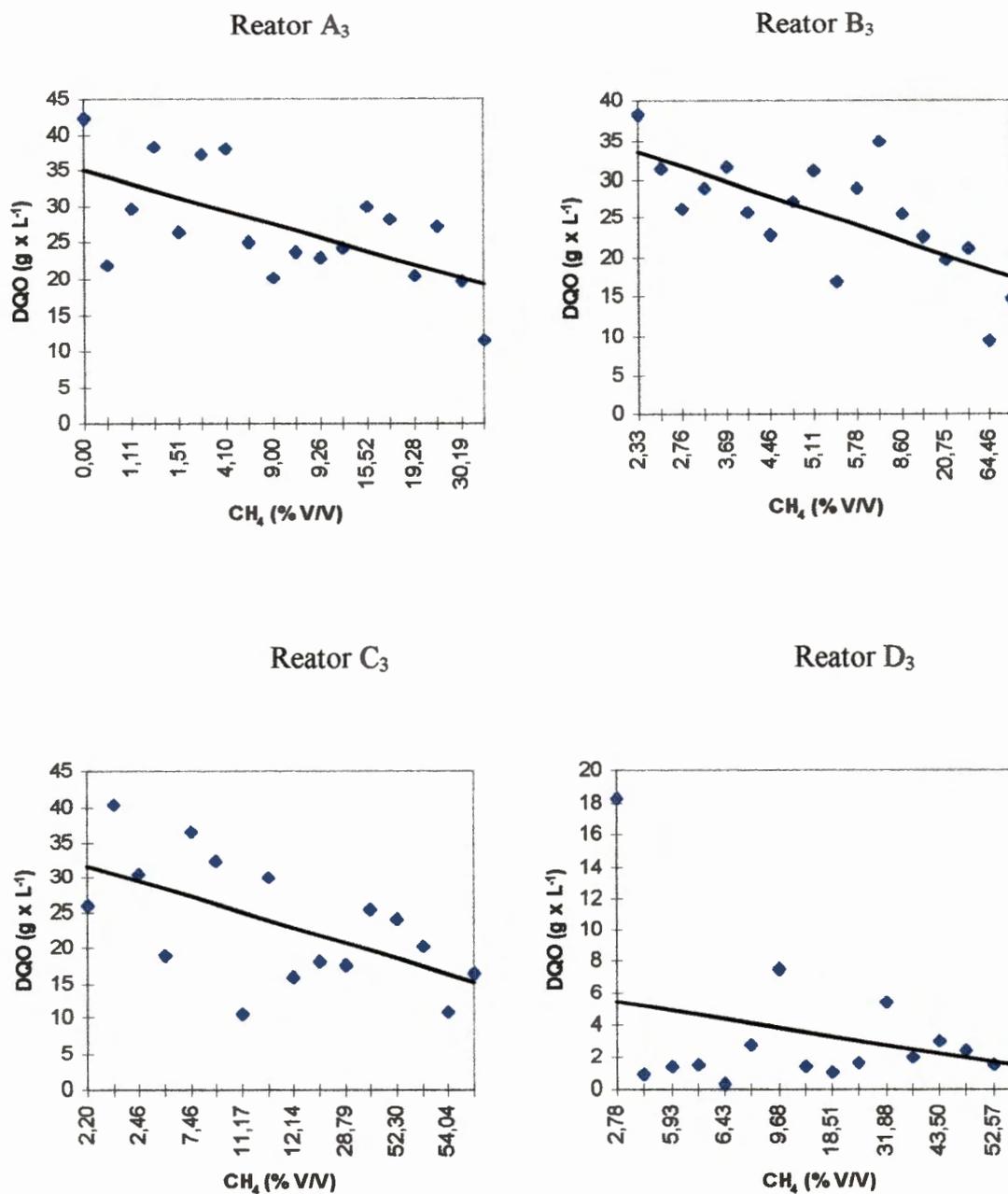


FIGURA 5.37.- Correlações entre demanda química de oxigênio e percentagem de CH₄. ($r = -0,54$ e $s = 0,23$)

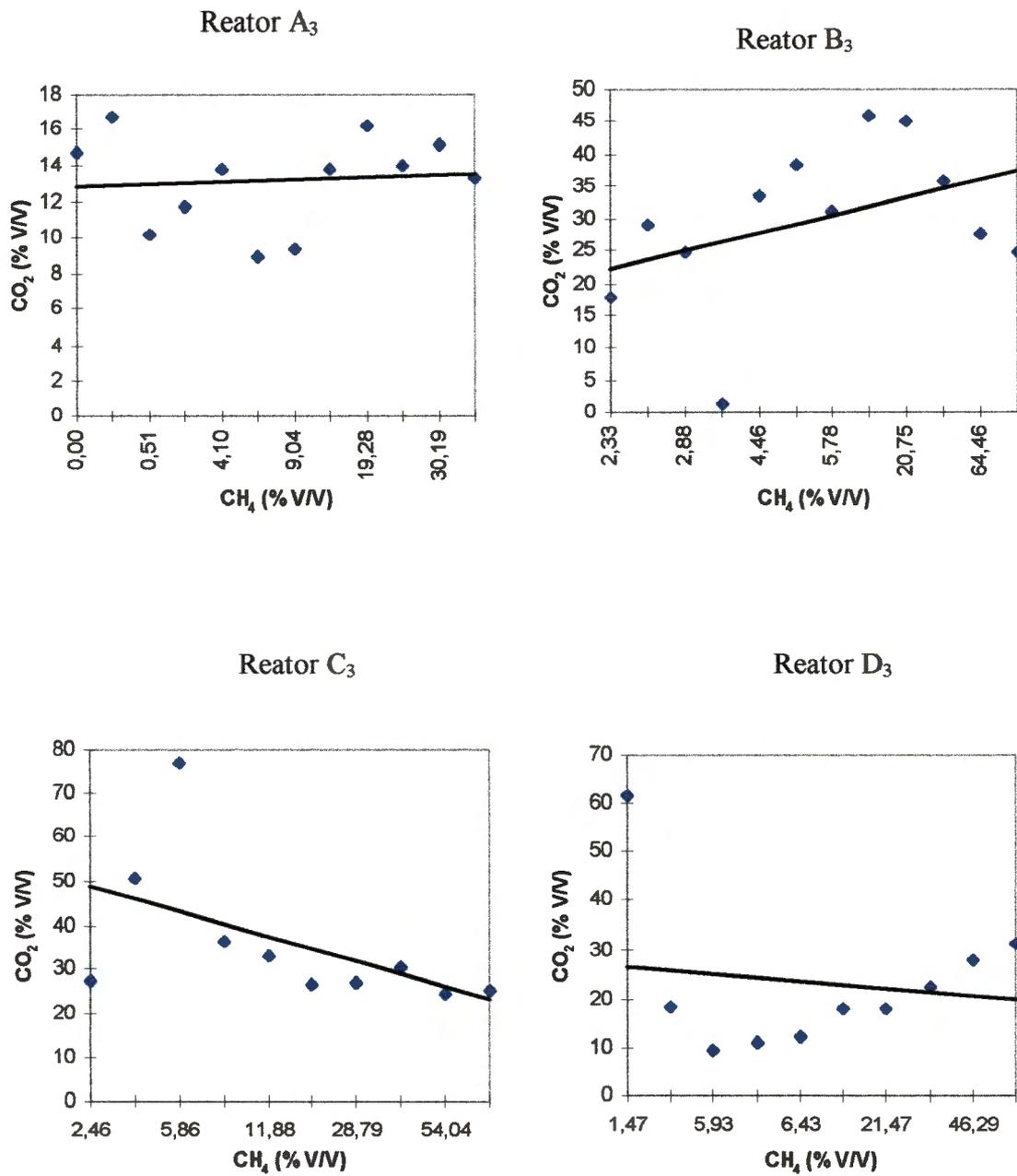


FIGURA 5.40.- Correlações entre CH₄ e CO₂. ($\bar{r} = -0,20$ e $s = 0,30$)

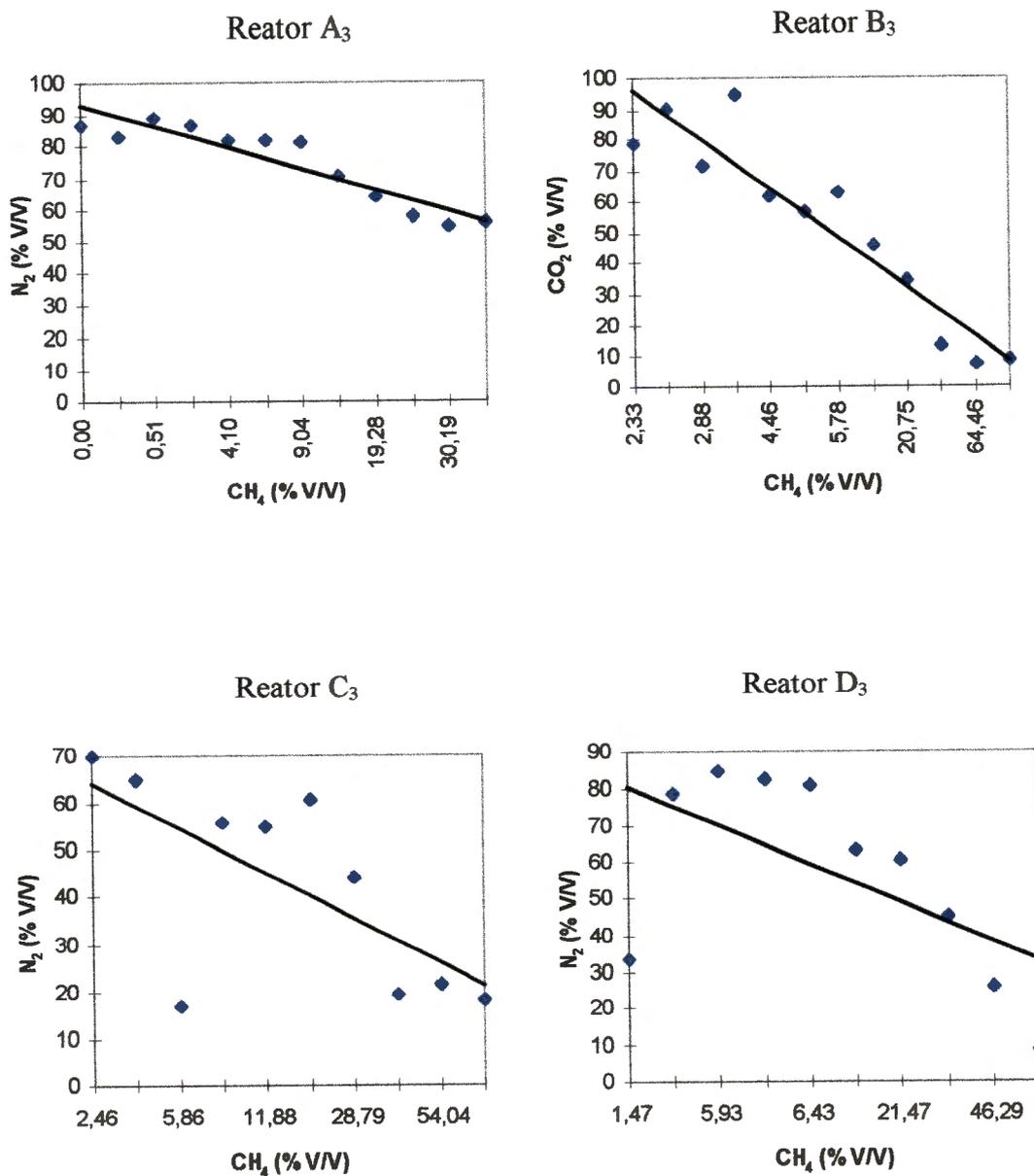


FIGURA 5.41.- Correlações entre CH_4 e N_2 . ($r = -0,81$ e $s = 0,09$)

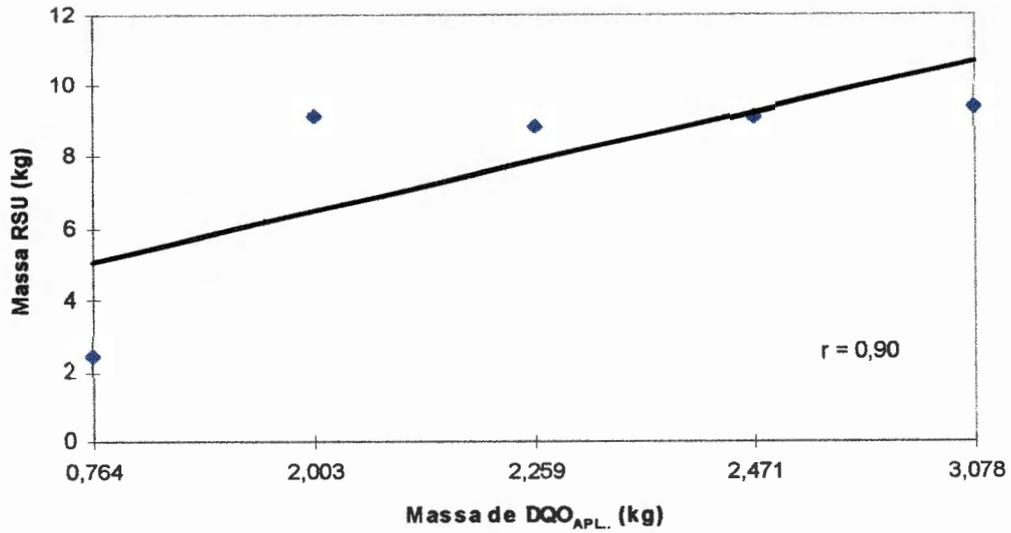


FIGURA 5.44.- Correlação entre massa de resíduos sólidos urbanos em base seca e massa de DQO aplicada.

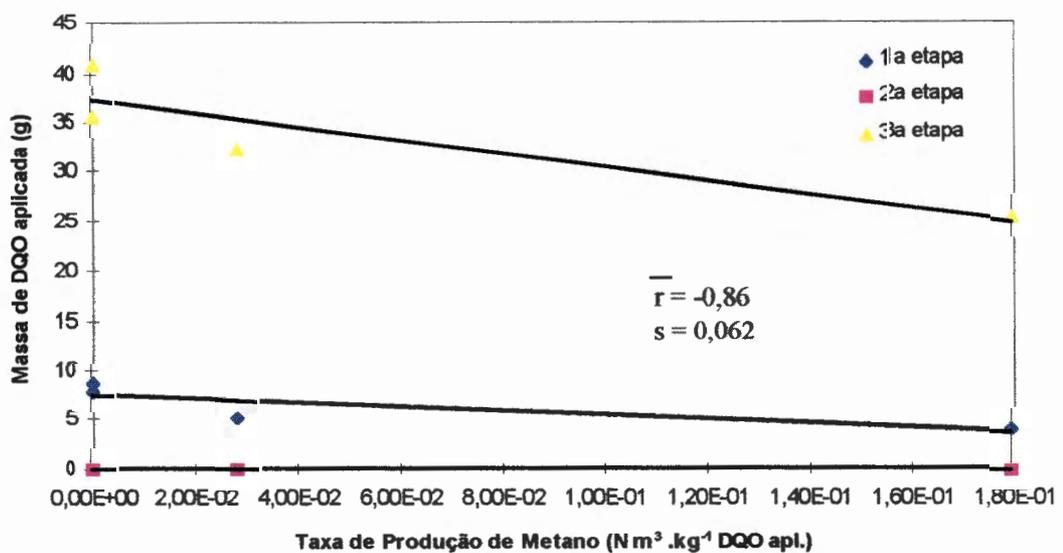


FIGURA 5.45.- Correlação entre taxa de produção de CH₄ e DQO aplicada.

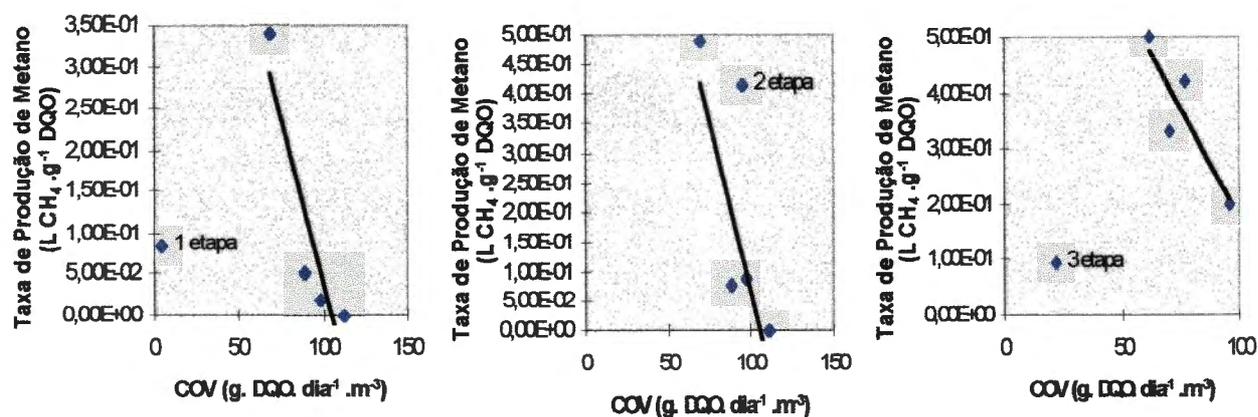


FIGURA 5.46.- Correlações entre carga orgânica volumétrica e taxa de produção de CH₄. ($\bar{r} = -0,90$ e $s = 0,017$)

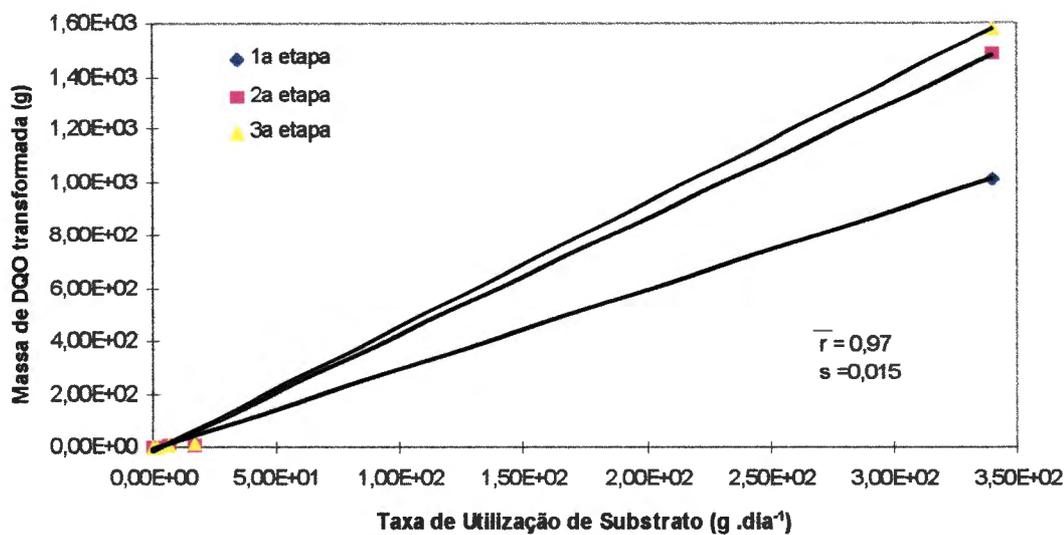


FIGURA 5.47.- Correlações entre taxa de utilização do substrato e massa de demanda química de oxigênio transformada.

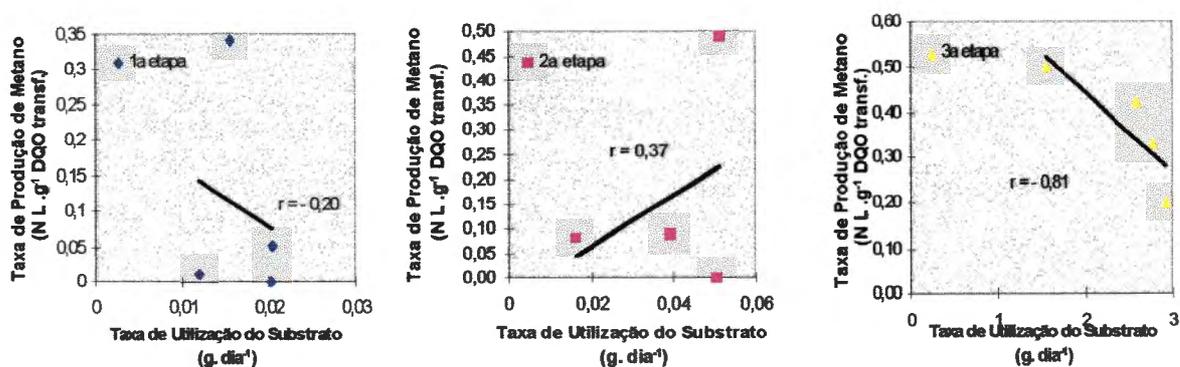


FIGURA 5.48.- Correlações entre taxa de produção de CH_4 e taxa de utilização do substrato.

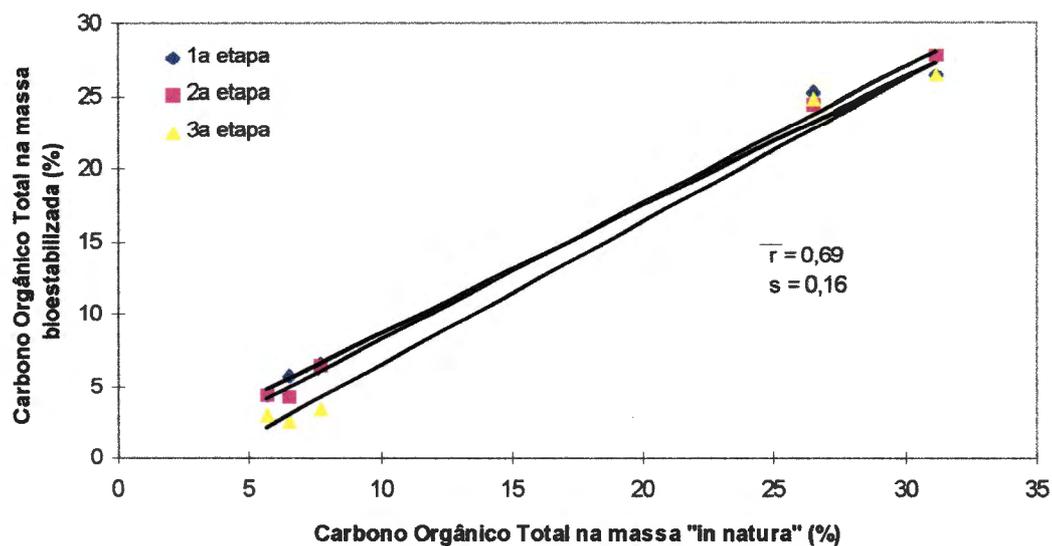


FIGURA 5.49.- Correlações entre carbono orgânico total na massa "in natura" e na massa bioestabilizada.

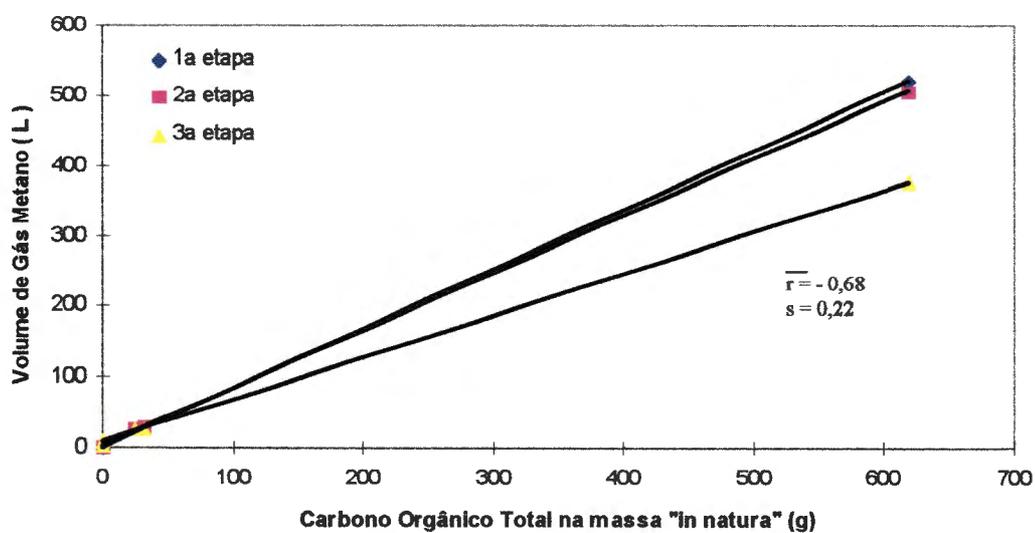


FIGURA 5.50.- Correlações entre COT no substrato e volume de gás CH_4 produzido.

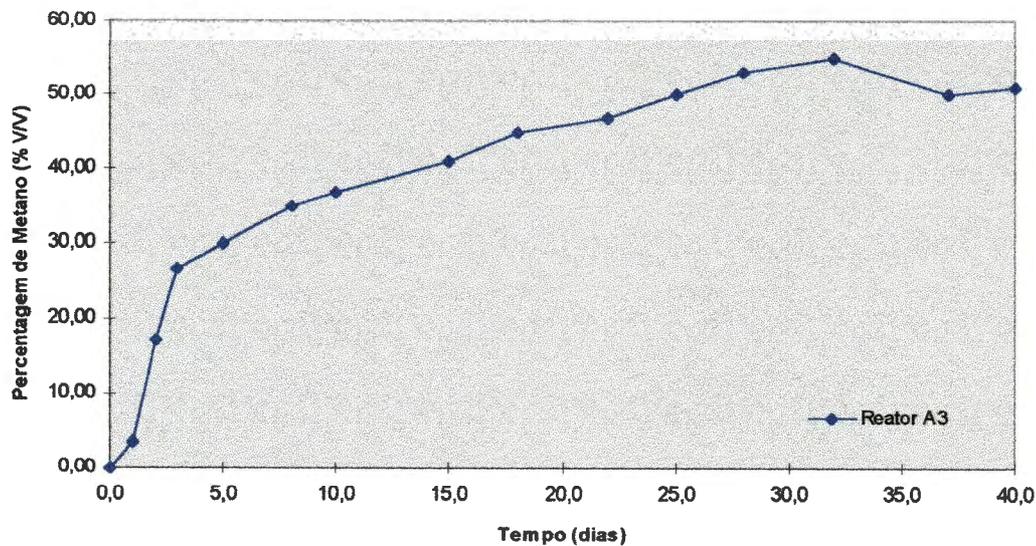


FIGURA 6.2.- Comportamento do potencial metanogênico dos líquidos percolados do reator A₃.

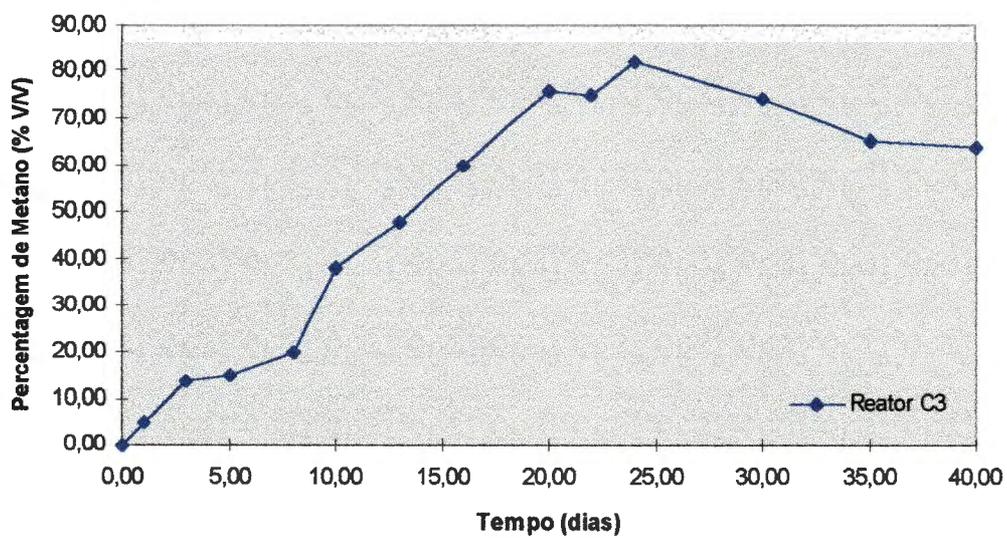


FIGURA 6.3.- Comportamento do potencial metanogênico dos líquidos percolados do reator C₃.

ANEXO B

TABELA 5.3.- Produção acumulada de biogás. 1.^a etapa.

Reator	A ₁	B ₁	C ₁	D ₁
Tempo (dias)	(ml)	(ml)	(ml)	(ml)
15	825,0	1211	983	1033
30	1035,0	1464	1108	1278
45	1121,0	1737	1268	1513
60	1211,0	2090	1415	1993
75	1276,0	2255	1515	2208
90	1336,0	2405	1585	2288
105	1346,0	2495	1635	2393
120	1413,0	2615	1730	2653
135	1488	2740	1840	3038
150	1513	2790	1880	3188
165	1549	2850,0	1945	3293
180	1618	3005,0	2120	3533
195	1698	3100,0	2210	3693,0
210	1818,0	3245,0	2400,0	4083,0
225	1848,0	3290,0	2490,0	4343,0
240	1878,0	3290,0	2580,0	4468,0
255	1888,0	3310,0	2620,0	4528,0
270	1908,0	3335,0	2660,0	4608,0
285	1928,0	3360,0	2700,0	4678,0
300	1933,0	3395,0	2730,0	4768,0
315	1938,0	3415,0	2750,0	4798,0

TABELA 5.4.- Composição percentual do biogás. 1.^a etapa.

Reator	A ₁			B ₁			C ₁			D ₁		
	Tempo (dias)	%CH ₄	%CO ₂	%N ₂	%CH ₄	%CO ₂	%N ₂	%CH ₄	%CO ₂	%N ₂	%CH ₄	%CO ₂
15	0,02	73,68	26,29	4,36	77,87	17,76	3,43	61,65	34,92	7,85	68,70	23,44
30	0,00	89,63	10,36	2,49	90,27	7,23	3,03	89,96	7,04	9,19	87,91	2,90
45	0,11	86,14	13,76	0,60	95,75	3,63	3,48	89,74	6,77	12,24	82,73	5,02
60	0,32	91,26	8,41	0,00	92,54	7,46	11,75	82,90	5,34	43,76	48,67	7,48
75	0,05	92,75	7,19	0,34	95,93	3,35	18,69	76,37	4,93	69,80	26,19	3,99
90	0,09	92,09	7,83	0,64	88,07	4,27	22,86	73,42	3,71	65,96	30,70	3,33
105	0,11	92,11	7,81	1,02	96,22	2,76	23,52	72,70	3,77	62,60	34,60	2,79
120	0,11	76,43	23,67	1,05	95,40	3,56	24,13	69,63	6,23	59,83	37,06	3,03
135	0,14	88,83	11,02	0,98	94,62	4,40	25,28	70,50	4,07	67,52	30,42	2,05
150	0,15	93,33	6,19	1,20	95,24	3,56	27,24	70,84	1,91	68,03	30,23	1,74
165	0,16	93,50	6,33	1,35	94,50	4,14	29,30	69,70	1,00	67,20	28,40	4,38
180	1,95	88,18	9,87	5,65	80,00	14,35	23,61	59,11	17,22	56,01	34,04	9,95
195	0,11	90,06	9,84	0,93	88,28	10,80	24,49	68,78	6,72	58,56	38,61	2,83
210	0,10	91,20	8,62	1,36	88,95	9,68	18,59	77,74	3,86	65,01	29,0	5,98
225	0,0	91,54	7,40	1,0	90,38	8,35	16,88	80,05	2,95	69,20	28,76	2,04
240	0,18	94,05	5,75	2,0	92,2	5,8	11,89	84,01	4,08	59,03	37,94	3,02
255	0,20	94,05	5,73	1,01	74,69	24,3	12,05	84,41	3,52	59,74	36,99	3,25
270	0,0	92,0	7,99	1,05	90,16	8,82	12,66	82,20	5,13	58,19	37,39	4,40
285	0,0	94,07	5,92	1,22	92,32	6,61	15,78	84,65	2,55	62,37	36,09	1,52
300	0,0	94,21	5,78	1,26	94,71	4,05	19,77	76,23	3,78	61,24	35,73	3,02
315	0,0	93,56	6,43	1,25	92,88	5,85	19,93	75,40	4,65	58,25	37,71	4,03

TABELA 5.5.- Produção acumulada de gás metano. 1.^a etapa.

Reator	A₁	B₁	C₁	D₁
Tempo (dias)	(ml)	(ml)	(ml)	(ml)
15	0,0076	3,80	2,40	5,90
30	0,0076	4,40	2,70	7,70
45	0,051	5,12	8,82	33,72
60	0,29	5,19	89,04	202,21
75	0,36	5,65	104,25	329,98
90	0,36	6,25	126,05	374,20
105	0,36	6,65	135,65	432,48
120	0,43	7,96	154,26	550,62
135	0,50	8,94	176,80	757,40
150	0,52	9,38	185,47	840,59
165	1,90	12,49	199,48	894,69
180	6,25	20,53	237,48	1.018,35
195	6,33	21,34	257,75	1.104,55
210	6,61	24,9	275,65	1.228,6
225	6,61	25,37	291,78	1.384,5
240	6,89	25,84	304,11	1.453,8
255	6,89	33,02	310,89	1.487,2
270	6,89	33,47	317,86	1.530,7
285	6,89	34,97	324,90	1.571,3
300	6,89	37,01	330,60	1.623,8
315	6,89	41,73	334,52	1.640,3

TABELA 5.9.- Produção acumulada de biogás. 2.^a etapa.

Reator	A₂	B₂	C₂	D₂
Tempo (dias)	(ml)	(ml)	(ml)	(ml)
15	2.409,0	2.040,0	2.329,0	2.706,0
30	2.809,0	2.235,0	2.614,0	3.566,0
45	3.180,0	2.729,0	3.227,0	4.966,0
60	3.386,0	3.029,0	3.499,0	6.936,0
75	3.611,0	3.352,0	3.699,0	8.136,0
90	3.771,0	3.552,0	3.944,0	9.106,0
105	3.801,0	3.652,0	4.079,0	10.036,0
120	3.959,0	3.852,0	4.284,0	11.626,0
135	4.131,0	4.087,0	4.559,0	13.566,0
150	4.221,0	4.187,0	4.659,0	14.091,0
165	4.291,0	4.337,0	4.809,0	14.561,0
180	4.481,0	4.667,0	5.139,0	16.189,0
195	4.631,0	4.852,0	5.324,0	17.059,0
210	4.746,0	5.637,0	5.494,0	17.479,0
225	4.756,0	6.197,0	5.544,0	17.769,0
240	4.811,0	6.767,0	5.669,0	18.084,0
255	4.861,0	7.057,0	5.814,0	18.209,0
270	4.931,0	5.507,0	5.844,0	18.409,0
285	4.946,0	7.657,0	5.944,0	18.709,0
300	4.966,0	7.827,0	6.094,0	18.959,0
315	4.986,0	8.207,0	6.194,0	19.059,0

TABELA 5.10.- Composição percentual do biogás. 2.^a etapa.

Reator	A ₂			B ₂			C ₂			D ₂		
	Tempo (dias)	%CH ₄	%CO ₂	%N ₂	%CH ₄	%CO ₂	%N ₂	%CH ₄	%CO ₂	%N ₂	%CH ₄	%CO ₂
15	0,18	68,97	30,79	5,06	73,99	20,97	3,74	74,30	21,95	8,13	66,14	25,72
30	0,00	71,27	28,77	2,21	68,22	29,57	1,86	93,79	4,32	7,56	50,07	42,36
45	0,04	87,56	12,39	1,93	91,68	6,39	1,69	94,53	3,77	13,05	61,37	25,56
60	0,00	92,23	6,72	4,40	86,83	8,76	1,28	92,63	6,07	48,55	49,26	2,19
75	0,00	93,65	6,34	15,18	79,97	4,84	2,77	91,63	5,59	69,69	26,90	3,40
90	0,00	95,69	4,31	21,15	75,27	3,59	8,41	86,77	4,81	63,83	34,40	1,76
105	0,10	95,72	4,17	22,48	74,34	3,18	10,31	86,58	3,10	66,64	31,44	1,91
120	0,50	93,02	5,05	24,69	42,69	2,77	14,13	82,17	3,70	73,08	25,38	4,12
135	0,57	89,37	9,76	27,02	70,00	2,98	16,86	79,43	3,70	72,76	24,99	2,24
150	0,75	96,75	2,49	27,37	63,36	9,27	19,93	78,21	1,85	68,67	26,99	4,34
165	1,90	88,18	9,87	36,24	55,93	7,83	23,44	67,34	9,21	59,74	29,68	10,58
180	0,11	96,12	3,77	34,77	57,84	7,40	21,92	65,36	12,71	63,24	35,16	1,60
195	0,37	95,15	4,48	36,29	54,82	8,88	24,57	72,11	3,32	60,85	32,90	6,16
210	0,00	97,54	2,45	27,25	64,91	7,83	22,46	71,02	6,51	59,91	33,42	6,16
225	0,30	97,52	2,16	35,50	62,24	2,24	21,22	74,17	4,60	62,48	35,51	2,02
240	0,00	95,72	4,27	37,19	59,73	3,06	17,06	76,93	5,99	55,27	41,58	3,14
255	0,00	95,72	4,27	35,99	62,22	1,78	16,87	78,29	4,82	55,69	41,43	2,87
270	0,00	95,21	4,77	43,52	55,57	0,90	17,43	76,11	5,96	54,49	40,76	4,74
285	0,00	95,26	4,73	51,08	47,52	1,38	17,76	77,43	4,80	58,04	39,50	2,44
300	0,00	94,72	5,27	60,35	37,76	1,88	19,05	75,23	5,70	58,79	37,85	3,34
315	0,00	95,02	4,97	62,08	35,98	1,92	19,65	74,89	5,44	55,61	39,65	4,62

TABELA 5.11.- Produção acumulada de gás metano. 2.^a etapa.

Reator	A₂	B₂	C₂	D₂
Tempo (dias)	(ml)	(ml)	(ml)	(ml)
15	0,20	10,80	8,90	19,50
30	0,20	11,20	9,50	23,40
45	0,23	20,14	18,35	209,39
60	0,23	35,71	21,17	1.067,60
75	0,23	66,62	25,13	1.784,10
90	0,23	95,91	35,16	2.293,47
105	0,23	113,54	44,12	2.795,29
120	0,79	153,69	65,56	3.722,33
135	1,30	202,53	98,60	4.918,06
150	2,02	226,55	114,03	5.214,17
165	3,21	263,62	146,37	5.472,48
180	6,56	360,30	217,53	6.367,23
195	8,22	425,31	257,42	6.845,38
210	8,43	641,58	290,85	7.057,80
225	8,43	795,36	299,57	7.210,85
240	10,68	979,33	319,56	7.380,50
255	10,68	1.051,83	336,96	7.454,25
270	10,68	1.062,53	343,93	7.550,20
285	10,68	1.075,28	359,63	7.736,20
300	10,68	1.087,60	389,63	7.888,80
315	10,68	1.108,68	408,63	7.946,80

TABELA 5.19.- Valores mensais do pH nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês					
Maio/94	6,0	6,6	5,9	5,8	-
Junho	6,2	6,3	5,7	6,0	-
Julho	6,2	6,3	5,9	6,2	-
Agosto	6,2	6,0	5,5	6,3	-
Setembro	6,2	6,0	5,6	6,7	-
Outubro	6,0	6,0	5,6	7,5	-
Novembro	5,9	6,1	5,9	7,5	-
Dezembro	6,1	6,2	6,1	7,7	-
Janeiro/95	5,9	6,2	5,5	7,5	-
Fevereiro	5,9	6,1	6,0	7,5	7,5
Março	6,1	6,3	6,2	7,6	7,2
Abril	5,8	5,9	5,8	7,2	7,0
Maio	6,0	6,1	6,0	7,5	7,2
Junho	5,8	5,9	5,8	7,3	7,0
Julho	6,9	7,5	7,1	7,8	7,7
Agosto	6,3	7,1	6,5	7,4	7,1
Setembro	6,3	7,2	6,6	7,6	7,4
Outubro	6,2	6,8	6,6	7,5	7,2
Novembro	6,2	7,4	7,1	7,5	7,3
Dezembro	7,7	7,6	-	-	-
Janeiro/96	7,6	7,6	-	-	-

TABELA 5.20.- Valores médios mensais da concentração da alcalinidade total nos líquidos percolados dos reatores da 3. etapa.

Maio/94	20,05	17,0	13,7	10,9	-
Junho	21,05	16,6	11,8	11,9	-
Julho	17,8	14,8	12,4	10,7	-
Agosto	16,1	15,8	12,2	11,0	-
Setembro	11,7	15,8	10,3	6,1	-
Outubro	13,7	12,5	10,3	5,3	-
Novembro	11,3	13,7	13,8	5,6	-
Dezembro	16,02	16,5	12,4	6,2	-
Janeiro/95	15,06	15,8	15,5	5,9	-
Fevereiro	16,05	15,0	16,3	6,8	1,8
Março	15,8	15,5	15,0	6,3	2,2
Abril	14,5	11,0	11,3	7,0	1,25
Maio	16,5	10,1	18,9	6,3	1,6
Junho	12,3	12,6	11,0	6,0	0,8
Julho	16,2	23,0	12,1	8,1	2,7
Agosto	16,7	21,0	13,4	9,7	3,5
Setembro	16,2	19,5	13,7	9,5	3,5
Outubro	16,2	17,7	13,0	8,4	3,9
Novembro	20,3	17,8	13,5	8,8	4,9
Dezembro	12,8	14,5	-	-	-
Janeiro/96	13,1	15,6	-	-	-

TABELA 5.21.- Valores médios mensais da concentração de ácidos graxos voláteis nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(g HAc × L ⁻¹)				
Maio/94	19,20	15,60	19,50	9,10	-
Junho	22,20	12,10	12,70	19,50	-
Julho	22,90	18,90	15,60	12,90	-
Agosto	17,20	17,10	16,30	9,60	-
Setembro	17,50	19,80	12,60	5,50	-
Outubro	13,50	9,60	14,80	5,70	-
Novembro	26,20	21,40	15,60	3,40	-
Dezembro	20,70	18,30	15,00	2,30	-
Janeiro/95	17,20	13,80	10,90	1,00	-
Fevereiro	20,70	12,30	10,50	0,27	0,32
Março	9,60	9,40	8,20	1,70	1,30
Abril	9,90	9,90	9,00	2,10	1,40
Maio	14,40	16,50	13,20	0,90	1,20
Junho	11,10	11,20	9,00	0,60	1,20
Julho	12,50	13,90	8,50	1,30	0,69
Agosto	11,20	6,60	5,70	1,80	-
Setembro	15,90	13,00	10,20	1,20	0,30
Outubro	9,30	6,90	4,50	1,50	0,90
Novembro	12,00	13,80	6,00	1,50	4,50
Dezembro	4,20	8,10	-	-	-
Janeiro/96	4,10	6,40	-	-	-

TABELA 5.22.- Valores médios mensais da concentração da alcalinidade a bicarbonato nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(gCaCO ₃ ×L ⁻¹)				
Maio/94	6,86	5,92	0,14	4,43	-
Junho	5,73	8,00	2,78	1,94	-
Julho	1,54	1,38	1,32	1,54	-
Agosto	3,88	3,65	0,62	4,18	-
Setembro	0,72	1,74	1,35	2,19	-
Outubro	4,11	5,68	0,20	1,25	-
Novembro	7,30	1,49	2,72	3,18	-
Dezembro	1,50	3,50	1,75	4,56	-
Janeiro/95	3,38	6,00	7,76	5,19	-
Fevereiro	1,80	6,26	8,84	6,60	1,57
Março	8,98	8,82	9,17	5,05	1,27
Abril	7,47	3,97	4,91	5,50	0,44
Maio	6,27	1,61	9,52	6,10	0,74
Junho	4,41	4,64	4,61	5,57	0,94
Julho	7,32	13,13	6,06	7,17	2,21
Agosto	8,74	16,31	9,65	8,42	-
Setembro	4,91	10,27	6,45	8,64	3,28
Outubro	9,59	12,80	9,80	7,33	3,68
Novembro	11,78	8,00	9,24	7,73	1,30
Dezembro	9,76	8,74	-	-	-
Janeiro/96	10,18	11,05	-	-	-

TABELA 5.23.- Valores médios mensais da relação entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade total nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês					
Maio/94	0,93	0,91	1,42	0,83	-
Junho	1,03	0,72	1,07	1,68	-
Julho	1,28	1,27	1,25	1,17	-
Agosto	1,06	1,08	1,33	0,87	-
Setembro	1,49	1,25	1,22	0,90	-
Outubro	0,86	0,76	1,43	1,07	-
Novembro	2,31	1,56	1,13	0,60	-
Dezembro	1,27	1,10	1,20	0,37	-
Janeiro/95	1,10	0,87	0,70	0,38	-
Fevereiro	1,25	0,82	0,64	0,04	0,17
Março	0,60	0,60	0,54	0,26	0,59
Abril	0,68	0,90	0,79	0,30	1,12
Maio	0,87	1,63	0,69	0,14	0,75
Junho	0,90	0,96	0,81	0,10	0,66
Julho	0,77	0,60	0,70	0,16	0,25
Agosto	0,67	0,31	0,41	0,58	0,51
Setembro	0,98	0,66	0,74	0,12	0,08
Outubro	0,57	0,38	0,34	0,17	0,23
Novembro	0,59	0,77	0,44	0,17	1,00
Dezembro	0,33	0,55	-	-	-
Janeiro/96	0,31	0,41	-	-	-

TABELA 5.24.- Valores médios mensais da concentração de sólidos totais nos líquidos percolados dos reatores da 3ª etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês	(g × L⁻¹)				
Maio/94	55,30	51,50	48,70	38,70	-
Junho	67,00	38,90	43,60	32,10	-
Julho	54,40	40,80	31,40	30,50	-
Agosto	53,00	45,00	37,00	29,00	-
Setembro	45,80	41,90	37,30	18,90	-
Outubro	42,50	45,80	42,50	12,80	-
Novembro	46,60	43,40	39,30	8,90	-
Dezembro	38,70	38,40	39,40	7,70	-
Janeiro/95	45,50	41,40	33,70	7,90	-
Fevereiro	52,30	47,80	31,40	8,10	-
Março	46,40	41,30	38,00	8,20	-
Abril	35,00	32,60	39,90	10,40	7,90
Maio	40,50	36,90	34,10	9,80	13,60
Junho	45,20	40,01	36,90	6,20	3,00
Julho	30,40	37,10	38,30	7,40	2,80
Agosto	42,70	38,20	34,30	10,40	15,40
Setembro	41,90	43,60	24,00	9,60	12,10
Outubro	41,30	39,60	30,90	9,20	2,50
Novembro	42,80	39,50	25,30	9,80	4,20
Dezembro	13,30	28,50	-	-	-
Janeiro/96	12,50	17,20	-	-	-

TABELA 5.25.- Valores médios mensais da concentração de sólidos totais voláteis nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês	(g × L⁻¹)				
Maio/94	40,30	30,90	30,20	24,10	-
Junho	41,20	29,00	28,90	20,00	-
Julho	42,60	30,20	20,90	18,80	-
Agosto	32,70	30,80	21,00	19,20	-
Setembro	35,50	28,50	26,90	10,80	-
Outubro	25,50	31,70	26,20	9,80	-
Novembro	36,80	30,70	28,10	4,60	-
Dezembro	35,20	26,70	26,20	3,20	-
Janeiro/95	30,20	31,20	26,40	3,00	-
Fevereiro	35,70	39,60	30,60	5,00	-
Março	27,30	35,90	26,00	5,30	-
Abril	12,40	20,20	24,80	3,60	0,40
Maio	25,90	24,60	21,90	6,10	2,40
Junho	33,70	30,00	22,70	4,60	2,10
Julho	21,40	26,30	26,10	4,80	1,90
Agosto	30,90	26,60	21,10	7,40	10,70
Setembro	32,20	30,80	16,80	6,70	8,40
Outubro	32,10	27,50	28,00	7,00	1,70
Novembro	30,50	26,80	18,70	6,80	2,60
Dezembro	9,50	19,70	-	-	-
Janeiro/96	7,50	13,10	-	-	-

TABELA 5.26.- Valores médios mensais da concentração de nitrogênio total nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(gNTK × L ⁻¹)				
Maio/94	2,20	2,00	1,70	1,40	-
Junho	2,40	1,90	2,30	1,70	-
Julho	1,40	1,90	1,40	1,90	-
Agosto	2,60	1,80	1,40	1,90	-
Setembro	2,30	4,30	2,50	2,50	-
Outubro	1,90	1,50	3,80	3,80	-
Novembro	2,30	2,60	2,20	1,90	-
Dezembro	2,10	2,90	2,30	1,50	-
Janeiro/95	1,90	2,00	1,50	1,40	-
Fevereiro	2,80	2,80	2,60	2,00	-
Março	2,50	2,80	1,50	1,00	-
Abril	5,00	5,00	5,60	2,50	0,34
Maio	5,90	5,60	4,80	3,30	0,89
Junho	1,90	1,70	1,90	1,30	0,84
Julho	2,00	1,70	1,50	1,30	1,00
Agosto	3,40	2,90	1,60	2,10	1,20
Setembro	3,10	2,50	1,80	2,20	1,50
Outubro	2,20	2,80	2,10	1,40	1,20
Novembro	2,60	2,50	2,20	1,70	1,10
Dezembro	3,15	2,10	-	-	-
Janeiro/96	2,40	1,80	-	-	-

TABELA 5.27.- Valores médios mensais da concentração de nitrogênio amoniacal nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(gN-NH ₄ ⁺ ×L ⁻¹)				
Julho/94	1,00	1,30	0,96	0,58	-
Agosto	1,00	1,30	0,90	0,50	-
Setembro	0,64	1,30	0,98	1,00	-
Outubro	0,67	1,30	1,00	1,20	-
Novembro	0,98	1,30	0,57	0,91	-
Dezembro	1,10	1,50	1,20	0,91	-
Janeiro/95	1,10	1,00	1,40	0,62	-
Fevereiro	1,50	1,40	1,40	0,80	-
Março	1,20	2,30	0,90	0,90	-
Abril	1,00	0,45	0,38	0,28	0,006
Maio	1,40	1,40	1,20	0,83	0,22
Junho	1,50	1,60	1,60	0,93	0,36
Julho	1,60	1,50	1,40	1,00	0,33
Agosto	1,90	1,90	1,40	1,10	0,32
Setembro	1,80	1,80	1,20	1,00	0,55
Outubro	1,90	2,00	1,50	1,30	0,66
Novembro	1,90	1,80	1,30	1,10	0,47
Dezembro	1,57	1,43	-	-	-
Janeiro/96	1,62	1,50	-	-	-

TABELA 5.28- Valores médios mensais da concentração de nitrogênio orgânico nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês	(gN-Org × L⁻¹)				
Julho/94	0,40	0,60	0,44	1,32	-
Agosto	1,60	0,50	0,50	1,40	-
Setembro	1,66	3,00	1,52	1,50	-
Outubro	1,23	0,20	2,80	2,60	-
Novembro	1,32	1,30	1,63	0,99	-
Dezembro	1,00	1,40	1,12	0,59	-
Janeiro/95	0,80	1,00	0,10	0,78	-
Fevereiro	1,30	1,40	1,20	1,20	-
Março	1,30	0,50	0,60	0,10	-
Abril	4,00	4,55	5,22	2,22	0,33
Maio	4,50	4,25	3,60	2,47	0,67
Junho	0,40	0,10	0,30	0,37	0,48
Julho	0,40	0,20	0,10	0,30	0,67
Agosto	1,50	1,00	0,10	0,20	0,68
Setembro	1,30	0,70	0,60	1,20	0,95
Outubro	0,30	0,80	0,60	0,10	0,54
Novembro	0,70	0,70	0,90	0,60	0,63
Dezembro	1,58	0,67	-	-	-
Janeiro/96	1,28	0,30	-	-	-

TABELA 5.29.- Valores médios mensais da concentração de proteínas nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês	(g prot. ×L⁻¹)				
Julho/94	2,50	3,75	2,75	8,25	-
Agosto	10,00	3,12	3,12	8,75	-
Setembro	10,37	18,75	9,50	9,37	-
Outubro	7,68	1,25	17,50	16,25	-
Novembro	8,25	8,12	10,18	6,18	-
Dezembro	6,25	8,75	6,87	3,68	-
Janeiro/95	5,00	6,25	0,62	4,87	-
Fevereiro	8,12	8,75	7,50	7,50	-
Março	8,12	3,12	3,75	0,62	-
Abril	25,00	28,43	32,62	13,87	2,06
Maio	28,12	26,25	22,50	15,43	4,18
Junho	2,50	0,62	1,87	2,31	3,00
Julho	2,50	1,25	0,62	1,87	4,18
Agosto	9,37	6,25	0,62	1,25	4,25
Setembro	8,12	4,37	3,75	7,50	5,93
Outubro	1,87	5,00	3,75	0,62	3,37
Novembro	4,37	4,37	5,62	3,75	3,93
Dezembro	9,87	4,18	-	-	-
Janeiro/96	8,00	1,87	-	-	-

TABELA 5.30.- Valores médios mensais do potencial redox nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês	mV	mV	mV	mV	mV
Maio/94	-21,0	-110,0	-92,0	-62,0	-
Junho	-86,0	-72,0	-57,5	-68,0	-
Julho	-119,0	-100,0	-97,2	-72,5	-
Agosto	-144,0	-119,0	-85,0	-112,0	-
Setembro	-143,0	-110,0	-67,5	-163,0	-
Outubro	-118,0	-132,0	-93,0	-202,0	-
Novembro	-107,0	-123,0	-101,0	-208,0	-
Dezembro	-100,0	-108,0	-92,0	-215,0	-
Janeiro/95	-91,0	-103,0	-98,0	-225,0	-
Fevereiro	-110,0	-120,0	-125,0	-240,0	-
Março	-90,0	-110,0	-80,0	-187,0	-
Abril	-113,0	-107,0	-101,0	-221,0	-154,0
Maio	-90,0	-95,0	-93,0	-180,0	-155,0
Junho	-116,0	-130,0	-107,0	-197,0	-164,0
Julho	-130,0	-160,0	-173,0	-220,0	-198,0
Agosto	-174,0	-234,0	-184,0	-205,0	-184,0
Setembro	-156,0	-216,0	-175,0	-192,0	-133,0
Outubro	-156,0	-195,0	-176	-198,0	-176,0
Novembro	-131,0	-207,0	-220,0	-210,0	-180,0
Dezembro	-310,0	-182	-	-	-
Janeiro/96	-320,0	-340,0	-	-	-

TABELA 5.31.- Valores médios mensais da condutividade nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(mho.cm ⁻¹)				
Maio/94	3,5 x 10 ⁵	3,5 x 10 ⁵	4,7 x 10 ⁵	5,8 x 10 ⁵	-
Junho	2,2 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁵	3,1 x 10 ⁵	3,9 x 10 ⁵	-
Julho	4,8 x 10 ⁵	6,2 x 10 ⁵	7,1 x 10 ⁵	9,3 x 10 ⁵	-
Agosto	4,2 x 10 ⁵	4,2 x 10 ⁵	5,0 x 10 ⁵	10,4 x 10 ⁵	-
Setembro	2,5 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	4,8 x 10 ⁵	-
Outubro	2,6 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	2,9 x 10 ⁵	6,5 x 10 ⁵	-
Novembro	2,7 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	6,1 x 10 ⁵	-
Dezembro	2,2 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	6,7 x 10 ⁵	-
Janeiro/95	2,3 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁵	5,9 x 10 ⁵	-
Fevereiro	2,4 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	6,1 x 10 ⁵	-
Março	2,5 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	4,8 x 10 ⁵	-
Abril	2,4 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	5,9 x 10 ⁵	1,5 x 10 ⁶
Maio	2,6 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	6,1 x 10 ⁵	1,5 x 10 ⁶
Junho	2,6 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	3,0 x 10 ⁵	7,1 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁶
Julho	2,8 x 10 ⁵	3,0 x 10 ⁵	3,2 x 10 ⁵	7,4 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁶
Agosto	2,3 x 10 ⁵	2,2 x 10 ⁵	2,9 x 10 ⁵	4,8 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁶
Setembro	2,6 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	3,4 x 10 ⁵	5,9 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁶
Outubro	2,4 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁵	3,5 x 10 ⁵	5,6 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁶
Novembro	2,6 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁵	3,9 x 10 ⁵	6,1 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁶
Dezembro	2,4 x 10 ⁵	3,0 x 10 ⁵	-	-	-
Janeiro/96	2,1 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁵	-	-	-

TABELA 5.32.- Metais pesados nos resíduos sólidos urbanos, no lodo e no substrato alimentado aos reatores da 3.^a etapa. Valores expressos em Base Seca.

Metal	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr
Reator	(mg/kg RSU)							
A ₃	370,0	495,0	17,5	127,5	6.575,0	182,5	560,0	30,0
B ₃	432,9	450,0	15,7	119,1	6.313,0	208,3	517,4	71,5
C ₃	494,3	411,3	14,1	112,1	6.390,0	233,9	469,3	112,7
D ₃	666,8	301,7	9,8	92,6	6.227,0	304,5	351,2	227,9
E ₃	1.090,0	57,0	ND	49,3	5.920,0	470,6	87,5	491,5

TABELA 5.33.- Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa. Análise feita em amostras compostas referentes aos meses de setembro e outubro de 1994.

Metal	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr
Reator	(mg × L ⁻¹)							
A ₃	621,6	831,0	29,4	214,2	11046,0	306,6	896,0	48,0
B ₃	727,0	756,0	26,3	200,0	10700,0	349,8	848,0	117,0
C ₃	830,3	690,0	23,4	18,80	10710,0	392,7	750,0	180,0
D ₃	1120,0	506,5	16,46	15,50	10458,0	511,6	561,0	364,0
E ₃	1831,0	95,7	ND	82,7	9945,6	750,0	140,0	688,10

TABELA 5.34.- Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa. Análise feita em amostras compostas referentes aos meses de novembro e dezembro de 1994.

Metal	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr
Reator	(mg × L ⁻¹)							
A ₃	248,4	332,4	11,7	81,3	4200,0	125,0	376,0	17,00
B ₃	298,0	302,0	10,0	82,0	4100,0	146,5	305,2	47,0
C ₃	340,4	282,9	8,80	77,0	3900,0	156,8	301,0	63,0
D ₃	436,8	197,0	6,25	65,10	3970,0	194,0	213,0	127,0
E ₃	710,0	36,5	ND	33,0	4100,0	300,0	54,0	241,0

TABELA 5.38.- Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa. Análise feita em amostras compostas referentes aos meses de setembro e outubro de 1995.

Metal	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr
Reator	(mg × L ⁻¹)							
A ₃	2,50	1,13	0,05	0,84	500,00	8,00	0,72	0,13
B ₃	1,50	0,87	0,05	0,54	112,00	1,33	0,50	0,42
C ₃	2,50	1,45	0,03	0,33	280,00	4,70	0,37	0,08
D ₃	1,50	2,11	0,03	0,30	27,20	0,28	0,71	0,34
E ₃	10,00	0,14	0,02	0,12	18,70	3,00	0,07	0,07

TABELA 5.39.- Concentração de metais pesados nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa. Análise feita em amostras compostas referentes ao mês de novembro de 1995.

Metal	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr
Reator	(mg × L ⁻¹)							
A ₃	4,50	0,34	ND	0,27	266,0	3,0	0,41	0,14
B ₃	2,20	0,29	ND	0,13	52,7	0,79	0,16	0,08
C ₃	3,00	1,70	0,02	0,10	100,0	1,30	0,24	0,16
D ₃	3,80	0,80	0,02	0,10	5,2	0,09	0,53	0,10
E ₃	0,81	0,15	0,01	0,09	7,71	0,83	0,09	0,06

TABELA 5.40.- Metais pesados na massa de resíduo bioestabilizada descarregado dos reatores da 3.^a etapa. Valores expressos em Base Seca (105°C).

Metal	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr
Reator	(mg × kg ⁻¹)							
A ₃	1,25	1,53	0,025	0,12	15,00	0,10	0,11	0,15
B ₃	1,25	1,21	0,02	0,14	14,00	0,12	0,08	0,57
C ₃	0,87	0,46	0,01	0,06	9,17	0,07	0,12	0,03
D ₃	0,92	0,45	0,01	0,06	6,50	0,06	0,04	0,07
E ₃	2,75	0,30	0,01	0,09	5,00	0,26	0,14	0,14

TABELA 5.41.- Valores médios mensais da concentração de DQO nos líquidos percolados dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(g × L ⁻¹)				
Maio/94	60,00	36,60	38,20	22,50	-
Junho	72,40	69,50	70,10	52,80	-
Julho	53,10	44,00	43,80	19,20	-
Agosto	42,50	38,20	40,60	18,30	-
Setembro	29,70	31,50	30,70	7,60	-
Outubro	21,90	23,00	18,80	5,50	-
Novembro	26,30	27,20	26,00	2,00	-
Dezembro	38,50	31,20	36,50	2,50	-
Janeiro/95	37,30	34,90	32,50	3,10	-
Fevereiro	38,30	28,90	30,00	3,20	-
Março	25,10	16,90	10,70	1,50	-
Abril	20,10	26,30	15,90	1,70	-
Maio	24,40	31,30	18,00	1,40	0,17
Junho	23,90	28,80	17,70	1,10	0,18
Julho	22,90	25,90	20,20	2,80	0,19
Agosto	30,10	25,50	25,50	0,33	0,30
Setembro	28,20	22,60	24,30	1,00	0,54
Outubro	20,40	19,80	16,50	1,40	0,23
Novembro	27,10	21,30	11,00	1,50	0,22
Dezembro	11,42	14,65	-	-	-
Janeiro/96	19,60	9,30	-	-	-

TABELA 5.42.- Valores médios mensais da produção de biogás relativo aos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(L × mês ⁻¹)				
Abril/94	0,0	0,0	4,0	0,0	-
Maio	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Junho	0,0	5,9	6,8	15,8	-
Julho	0,0	0,0	8,4	36,3	-
Agosto	3,0	12,1	46,8	129,0	-
Setembro	10,2	6,6	19,5	29,3	-
Outubro	4,8	7,4	7,2	28,3	-
Novembro	23,6	57,2	46,2	106,5	-
Dezembro	24,4	34,8	34,0	92,8	-
Janeiro/95	7,1	17,9	16,8	26,9	-
Fevereiro	108,1	47,6	43,0	121,2	-
Março	24,6	29,9	31,2	196,9	167,0
Abril	20,4	38,1	26,1	160,3	436,0
Maio	12,8	48,4	36,4	152,2	1.241,0
Junho	0,0	12,0	15,9	359,0	1.100,0
Julho	161,2	58,0	92,1	129,0	370,0
Agosto	259,0	141,0	268,0	313,1	202,0
Setembro	362,0	765,0	641,0	232,0	195,0
Outubro	282,0	100,5	385,0	572,0	140,0
Novembro	268,0	122,0	180,0	83,3	72,0
Dezembro	312,1	292,3	-	-	-
Janeiro/96	350,0	460,0	-	-	-

TABELA 5.43.- Produção acumulada de biogás - 3.^a etapa

Reator	A₃	B₃	C₃	D₃	E₃
Mês	(L)	(L)	(L)	(L)	(L)
Abril/94	0,0	0,0	4,0	0,0	-
Maio	0,0	0,0	4,0	0,0	-
Junho	0,0	5,9	10,8	15,8	-
Julho	0,0	5,9	19,2	52,1	-
Agosto	3,0	18,0	66,0	181,1	-
Setembro	13,2	24,6	85,5	210,4	-
Outubro	18,0	32,0	92,7	238,7	-
Novembro	41,6	89,2	138,9	345,2	-
Dezembro	66,0	124,0	172,9	438,0	-
Janeiro/95	73,1	141,9	189,7	464,9	-
Fevereiro	181,2	189,5	233,5	586,1	-
Março	205,8	219,4	264,7	783,0	167,0
Abril	226,2	257,5	290,8	943,3	603,0
Maio	239,0	305,9	327,2	1.095,5	1.844,0
Junho	239,0	317,9	343,1	1.454,5	2.944,0
Julho	400,2	375,9	435,2	1.583,5	3.314,0
Agosto	659,2	516,9	703,2	1.896,6	3.516,0
Setembro	1.021,2	1.281,9	1.344,2	2.128,6	3.711,0
Outubro	1.303,2	1.381,5	1.728,2	2.700,6	3.851,0
Novembro	1.571,2	1.503,5	1.908,4	2.783,6	3.923,0
Dezembro	1.883,3	1.796,8	-	-	-
Janeiro/96	2.233,3	2.256,8	-	-	-

TABELA 5.44.- Produção acumulada de gás metano - 3.^a etapa .

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(NL)	(L)	(NL)	(NL)	(NL)
Agosto/94	0,00	0,20	0,30	0,20	-
Setembro	0,10	0,40	1,00	2,40	-
Outubro	0,12	0,70	1,30	9,80	-
Novembro	0,42	2,90	2,10	55,60	-
Dezembro	0,62	4,40	4,20	100,40	-
Janeiro/95	0,72	5,40	5,40	110,50	-
Fevereiro	4,42	7,70	9,60	170,60	-
Março	5,62	9,00	12,50	256,00	12,80
Abril	7,12	9,90	15,10	320,50	17,80
Maior	8,32	11,00	21,40	371,70	30,10
Junho	8,32	11,30	25,30	444,00	31,10
Julho	21,02	13,30	66,80	454,00	56,30
Agosto	54,22	23,30	135,70	470,70	115,70
Setembro	103,12	31,80	355,70	481,40	137,10
Outubro	148,72	49,30	537,70	517,20	155,90
Novembro	209,62	100,90	618,46	521,40	158,60
Dezembro	289,52	260,60	-	-	-
Janeiro/96	377,10	506,38	-	-	-

TABELA 5.45.- Valores médios mensais do percentual de gás metano no biogás dos reatores da 3.^a etapa.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃
Mês	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Agosto/94	0,00	2,33	2,46	2,78	-
Setembro	1,11	3,69	4,46	9,68	-
Outubro	0,51	4,46	4,20	31,88	-
Novembro	1,51	4,73	2,20	37,94	-
Dezembro	1,19	5,11	7,46	46,29	-
Janeiro/95	1,80	6,50	8,50	45,30	-
Fevereiro	4,10	5,78	11,88	59,63	-
Março	5,87	5,24	11,17	52,57	8,94
Abril	9,00	2,76	12,14	21,47	1,37
Maio	11,63	2,65	20,63	17,00	1,17
Junho	9,04	2,88	28,79	18,51	0,11
Julho	9,26	4,12	53,70	9,18	8,00
Agosto	15,52	8,60	49,78	6,43	35,63
Setembro	16,34	13,43	52,30	5,56	13,29
Outubro	19,28	20,75	56,40	5,93	16,00
Novembro	27,50	50,97	54,04	6,10	4,81
Dezembro	30,88	65,84	-	-	-
Janeiro/96	30,19	64,46	-	-	-

TABELA 5.46.- Temperatura média mensal do interior dos reatores da 3.^a etapa e temperatura ambiente.

Reator	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃	E ₃	T _{amb.}
Mês	(°C)	(°C)	(°C)	(°C)	(°C)	(°C)
Abril/94	24,0	24,0	24,0	24,0	-	27,2
Maio	26,4	26,5	25,5	25,8	-	21,5
Junho	25,0	25,1	24,8	25,1	-	20,5
Julho	27,2	27,0	26,2	26,2	-	26,3
Agosto	27,2	26,6	26,5	26,5	-	28,4
Setembro	27,6	26,7	26,8	26,9	-	31,9
Outubro	26,0	25,7	25,5	25,8	-	31,1
Novembro	29,7	29,6	29,5	29,6	-	31,0
Dezembro	28,6	28,6	28,7	28,7	-	30,9
Janeiro/95	31,1	31,1	31,1	31,1	-	29,7
Fevereiro	28,3	28,3	28,3	28,6	36,0	28,5
Março	31,0	31,0	31,0	31,0	36,2	31,1
Abril	23,5	23,5	23,5	24,1	27,4	28,1
Maio	24,9	24,6	24,6	24,8	27,0	24,3
Junho	23,0	23,6	23,1	24,2	28,0	21,3
Julho	25,8	25,9	25,9	25,9	28,0	23,1
Agosto	25,2	27,7	30,0	29,0	31,5	30,3
Setembro	29,2	30,0	31,0	31,0	31,0	29,4
Outubro	25,8	28,6	30,6	27,2	30,4	25,6
Novembro	27,7	29,4	31,0	28,6	31,0	29,5
Dezembro	28,0	29,0	-	-	-	30,7
Janeiro/96	29,0	30,0	-	-	-	32,0