

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – UNICAMP
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA – FEAGRI

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE
LODOS DE ESGOTO PROVENIENTES DE REATORES
ANAERÓBIOS SEQUÊNCIAIS**

LUCIANA DE MATTOS MORAES

CAMPINAS
FEVEREIRO DE 2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – UNICAMP
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA – FEAGRI

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE
LODOS DE ESGOTO PROVENIENTES DE REATORES
ANAERÓBIOS SEQUÊNCIAIS**

Tese de Doutorado submetida à Banca
Examinadora para obtenção do Título de
Doutor em Engenharia Agrícola, na Área de
Concentração de Água e Solo.

LUCIANA DE MATTOS MORAES

ORIENTADOR: PROF. DR. DURVAL RODRIGUES DE PAULA JÚNIOR

CAMPINAS
FEVEREIRO DE 2005

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

M791a	Moraes, Luciana de Mattos Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto provenientes de reatores anaeróbios sequenciais / Luciana de Mattos Moraes.--Campinas, SP: [s.n.], 2005. Orientador: Durval Rodrigues de Paula Junior Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. 1. Digestão anaeróbica. 2. Biodegradação. 3. Lodo de esgoto. 4. Águas residuais – Microbiologia. I. Paula Junior, Durval Rodrigues de. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.
-------	--

Título em Inglês: Evaluation of the anaerobic biodegradability of sewage sludge stabilized by anaerobic reactors

Palavras-chave em Inglês: Anaerobic digestion, Biodegradation, sewage sludge, waste water, microbiology

Área de concentração: Água e Solo

Titulação: Doutora em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: Cleverson Vitório Andreoli, Denis Miguel Roston, Marcelo Zaiat e Roberto Feijó Figueiredo

Data da defesa: 22/02/2005

Ao *Marcos*, pelo que já passamos e pelo que ainda vamos passar,
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, **Pedro e Beth**, pelos ensinamentos de vida, às minhas irmãs, **Ana Cristina e Rosa Maria**, pela convivência, e em especial ao meu irmão **Alexandre**, pela acolhida.

Ao meu segundo pai, meu orientador, Professor Doutor **Durval Rodrigues de Paula Júnior**, que algumas vezes precisou puxar minhas orelhas para que eu continuasse o meu caminho.

À **D. Edna e Sr José**, pelo meu segundo lar.

À **Rosa Helena**, pela simplicidade, garra e determinação na vida, que todos deveriam ter como lição.

Aos meus **amigos de Campinas**, que apesar do meu jeitinho “pimentinha”, souberam me ver com outros olhos; e aos **amigos de São Carlos**, que apesar de ausentes, estão no meu coração.

À Coordenadoria de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Agrícola – **FEAGRI**, pela oportunidade de desenvolvimento do trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – **CAPES**, pela bolsa concedida.

À **FINEP, CNPq, Caixa Econômica Federal e Ministério de Ciência e Tecnologia** pelo financiamento do PROSAB.

Ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – **PROSAB**, Edital 3, Tema 4, por meio do qual convivi com a elite nacional em Saneamento.

Ao Professor Doutor **Roberto Testezlaf** pelos momentos de conversa, reflexão...

E finalmente, às **pedras, cobras** e demais **bichos peçonhentos** que encontrei no caminho, por me ensinarem o quanto é simples superá-los.

SUMÁRIO

1	Introdução.....	1
2	Objetivos	4
2.1	Objetivo Geral	4
2.2	Objetivos Específicos	4
3	Revisão de Literatura.....	5
3.1	A Situação do Saneamento Básico no Brasil	5
3.2	Lodo de Esgoto.....	7
3.2.1	Estabilização do Lodo	10
3.2.2	Organismos Patogênicos no Lodo	11
3.2.3	Metais Pesados no Lodo	12
3.2.4	Disposição Final do Lodo.....	14
3.3	Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia	15
3.3.1	Configurações de Reatores Anaeróbios.....	18
3.3.2	Requisitos Ambientais.....	23
3.3.3	Agitação em Reatores Anaeróbios	24
3.4	Biodegradabilidade.....	25
3.4.1	Influência da Relação Substrato/Biomassa (S_0/X_0) em Testes de Biodegradabilidade.....	25
3.5	Cinética do Consumo de Substrato	26
3.6	Digestão Anaeróbia de Lodos	30
3.6.1	Digestor anaeróbio de baixa carga.....	33
3.6.2	Digestor anaeróbio de um estágio e alta carga	34
3.6.3	Digestor anaeróbio de dois estágios e alta carga	35
3.7	Microbiologia em Reatores Anaeróbios.....	37
4	Material e Métodos.....	39
4.1	Objeto de Estudo	39
4.2	Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia por meio do Monitoramento do Biogás gerado durante Testes Simplificados de Bancada.....	44
4.2.1	Aparato Experimental.....	44
4.2.2	Metodologias Empregadas	47
4.2.3	Observações Microscópicas	52
5	Resultados e Discussão	53

5.1	Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia das Baterias 8, 9 e 10.....	53
5.1.1	Bateria 8 – Terceira Etapa	53
5.1.2	Bateria 9 – Terceira Etapa	60
5.1.3	Bateria 10 – Terceira Etapa	65
5.1.4	Resumo e Discussão dos Resultados das Baterias 8, 9 e 10.....	70
5.2	Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia das Baterias 11, 12 e 13.....	72
5.2.1	Bateria 11 – Terceira Etapa	72
5.2.2	Bateria 12 – Terceira Etapa	79
5.2.3	Bateria 13 – Terceira Etapa	86
5.2.4	Resumo e Discussão dos Resultados das Baterias 11, 12 e 13.....	93
5.3	Observações Microscópicas	95
5.3.1	Morfologias observadas durante o TDH de 30 dias	95
5.3.2	Morfologias observadas durante o TDH de 20 dias	102
5.3.3	Morfologias observadas durante o TDH de 10 dias	110
5.3.4	Resumo e Discussão das morfologias observadas nas amostras de lodo ...	118
6	Conclusões.....	122
7	Referências Bibliográficas	123
	Apêndice I	129
	Apêndice II	136

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma da ação dos grupos de bactérias na digestão anaeróbia da matéria orgânica.	17
Figura 2. Esquemas dos reatores básicos (a) Reator de batelada em sequência operacional, (b) Reator tubular, (c) Reator de mistura completa, (d) Reator arbitrário.....	19
Figura 3. Configurações dos principais reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário. (a) lagoa anaeróbia, (b) fossa septica, (c) filtro anaeróbio, (d) UASB, (e) leito expandido ou fluidificado.....	21
Figura 4. Configurações de sistemas combinados de tratamento com o uso de reatores anaeróbios. (a) reator anaeróbio-reator anaeróbio, (b) reator anaeróbio-reator aeróbio, (c) reator anaeróbio-sistema de disposição no solo, (d) reator anaeróbio-lagoa.....	22
Figura 5. Fluxograma típico de um sistema de lodos ativados convencional.	31
Figura 6. Esquema de um digestor anaeróbio de baixa carga.	34
Figura 7. Esquema de um digestor anaeróbio de um estágio e alta carga.	35
Figura 8. Esquema de um digestor anaeróbio de dois estágios e alta carga.	36
Figura 9. Recomendações de projeto para digestores anaeróbios de mistura completa.....	37
Figura 10. Vista geral das Instalações Experimentais: Caixa de Equalização (1), Sistema A (3), Sistema B (3) e Sistema C (4).....	40
Figura 11. Esquema das Instalações Piloto e respectivos pontos de coleta (B1, B2, B3, B4, B5, B6, C1 e C2).	40
Figura 12. “Shaker” Marconi, modelo MA-420.....	44
Figura 13. Detalhes dos frascos utilizados na montagem dos ensaios e dos mecanismos de controle de agitação e temperatura.	45
Figura 14. Medidor de pressão T&S, modelo 501.	45
Figura 15. Seringa de coleta e transferência de biogás.....	45
Figura 16. Cromatógrafo gasoso CONSTRUMAQ e sistema de aquisição de dados.....	46
Figura 17. Microscópio LEICA e sistema de aquisição de imagens.	46
Figura 18. Planilha de cálculo utilizada na determinação da concentração real de CH ₄ ou CO ₂ durante a terceira etapa dos ensaios realizados, onde:.....	51
Figura 19. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (<i>Bateria 8</i>).	54
Figura 20. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 8</i>).....	56
Figura 21. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 8</i>).	56
Figura 22. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 8</i>).....	58
Figura 23. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 8</i>).	59

Figura 24. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 9</i>).	61
Figura 25. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 9</i>).....	62
Figura 26. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 9</i>).....	64
Figura 27. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 9</i>).	64
Figura 28. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 10</i>).	66
Figura 29. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 10</i>).....	67
Figura 30. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 10</i>).	68
Figura 31. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 10</i>).....	69
Figura 32. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 10</i>).	70
Figura 33. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (<i>Bateria 11</i>).	73
Figura 34. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 11</i>).	75
Figura 35. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 11</i>).	75
Figura 36. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 11</i>).	78
Figura 37. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 11</i>).	78
Figura 38. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 12</i>).	80
Figura 39. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 12</i>).	82
Figura 40. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 12</i>).	82
Figura 41. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 12</i>).	85
Figura 42. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 12</i>).	85
Figura 43. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 13</i>).	87
Figura 44. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 13</i>).	89
Figura 45. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 13</i>).	89
Figura 46. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 13</i>).	92

Figura 47. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 13</i>).	92
Figura 48. Morfologias presentes na Entrada dos sistemas, com TDH de 30 dias.	95
Figura 49. Morfologias presentes no ponto B2, com TDH de 30 dias.	96
Figura 50. Morfologias presentes no ponto B3, com TDH de 30 dias.	97
Figura 51. Morfologias presentes no ponto B4, com TDH de 30 dias.	98
Figura 52. Morfologias presentes no ponto B5, com TDH de 30 dias.	99
Figura 53. Morfologias presentes no ponto B6, com TDH de 30 dias.	100
Figura 54. Morfologias presentes no ponto C2, com TDH de 30 dias.	101
Figura 55. Morfologias presentes na Entrada dos sistemas, com TDH de 20 dias.	102
Figura 56. Morfologias presentes no ponto A6, com TDH de 20 dias.	103
Figura 57. Morfologias presentes no ponto B2, com TDH de 20 dias.	104
Figura 58. Morfologias presentes no ponto B3, com TDH de 20 dias.	105
Figura 59. Morfologias presentes no ponto B4, com TDH de 20 dias.	106
Figura 60. Morfologias presentes no ponto B5, com TDH de 20 dias.	107
Figura 61. Morfologias presentes no ponto B6, com TDH de 20 dias.	108
Figura 62. Morfologias presentes no ponto C2, com TDH de 20 dias.	109
Figura 63. Morfologias presentes na Entrada dos sistemas, com TDH de 10 dias.	110
Figura 64. Morfologias presentes no ponto A6, com TDH de 10 dias.	111
Figura 65. Morfologias presentes no ponto B2, com TDH de 10 dias.	112
Figura 66. Morfologias presentes no ponto B3, com TDH de 10 dias.	113
Figura 67. Morfologias presentes no ponto B4, com TDH de 10 dias.	114
Figura 68. Morfologias presentes no ponto B5, com TDH de 10 dias.	115
Figura 69. Morfologias presentes no ponto B6, com TDH de 10 dias.	116
Figura 70. Morfologias presentes no ponto C2, com TDH de 10 dias.	117
Figura 71. Planilha de cálculo utilizada na determinação da concentração real de CH ₄ ou CO ₂ durante a segunda etapa dos ensaios realizados	140
Figura 72. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (<i>Bateria 5</i>).	142
Figura 73. Evolução temporal da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (<i>Bateria 5</i>).	143
Figura 74. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 5</i>).	144
Figura 75. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 5</i>).	145

Figura 76. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 5</i>).....	147
Figura 77. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 5</i>).	147
Figura 78. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 6</i>).	149
Figura 79. Evolução temporal da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis (<i>Bateria 6</i>).	150
Figura 80. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 6</i>).....	152
Figura 81. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 6</i>).	152
Figura 82. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 6</i>).....	154
Figura 83. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 6</i>).	155
Figura 84. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 7</i>).	157
Figura 85. Evolução temporal da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis (<i>Bateria 7</i>).	157
Figura 86. Perfil da concentração molar real de CH ₄ (<i>Bateria 7</i>).....	159
Figura 87. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH ₄ (<i>Bateria 7</i>).	160
Figura 88. Perfil da concentração molar real de CO ₂ (<i>Bateria 7</i>).....	161
Figura 89. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO ₂ (<i>Bateria 7</i>).	162

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Volume de esgoto coletado e tratado ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$) por tipo de tratamento nas regiões brasileiras e número de distritos com tratamento de esgoto, em função do tipo de tratamento.	6
Tabela 2. Número de distritos em função do tipo de tratamento do lodo.....	7
Tabela 3. Número de distritos em função do destino final do lodo.....	7
Tabela 4. Características físico-químicas do lodo de esgoto segundo alguns autores nacionais.	8
Tabela 5. Composição química típica de lodos de esgoto.....	9
Tabela 6. Características físico-químicas do lodo de esgoto segundo alguns autores nacionais.	10
Tabela 7. Tempo de sobrevivência de alguns patógenos no solo.....	12
Tabela 8. Teores máximos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de Matéria Seca) de metais pesados admitidos no lodo a ser utilizado na agricultura, segundo a legislação de diversos países.....	13
Tabela 9. Teores máximos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de Matéria Seca) de metais pesados admitidos no lodo a ser utilizado na agricultura, segundo a legislação de diversos países.....	13
Tabela 10. Típicos básicos de reatores, em função da hidráulica.....	19
Tabela 11. Coeficientes cinéticos obtidos nos testes de biodegradabilidade.	26
Tabela 12. Relação das quantidades de lodo para diferentes unidades e processos em ETEs.	32
Tabela 13. Critérios tópicos de projeto para digestores de baixa e alta carga.....	36
Tabela 14. Espécies microbianas que participam do Processo Anaeróbio.....	38
Tabela 15. Valores médios dos principais parâmetros avaliados, durante a operação dos Sistemas A, B e C para TDH de 30, 20 e 10 dias.....	42
Tabela 16. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (<i>Bateria 8</i>).	54
Tabela 17. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (<i>Bateria 8</i>).	54
Tabela 18. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (<i>Bateria 8</i>).	55
Tabela 19. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (<i>Bateria 8</i>).	57
Tabela 20. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (<i>Bateria 8</i>).	58
Tabela 21. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}) (<i>Bateria 8</i>).	59
Tabela 22. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 9</i>).	60

Tabela 23. Concentrações molares remanescentes de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 9</i>).	60
Tabela 24. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CH ₄ (<i>Bateria 9</i>).	62
Tabela 25. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH₄}) (<i>Bateria 9</i>).	63
Tabela 26. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CO ₂ (<i>Bateria 9</i>).	63
Tabela 27. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO ₂ (K _{CO₂}) (<i>Bateria 9</i>).	64
Tabela 28. Unidades de área de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 10</i>).	65
Tabela 29. Concentrações molares remanescentes de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 10</i>).	65
Tabela 30. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CH ₄ (<i>Bateria 10</i>).	67
Tabela 31. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH₄}) (<i>Bateria 10</i>).	68
Tabela 32. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CO ₂ (<i>Bateria 10</i>).	69
Tabela 33. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO ₂ (K _{CO₂}) (<i>Bateria 10</i>).	70
Tabela 34. Valores da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH₄}) e CO ₂ (K _{CO₂}) obtidos na Baterias 8, 9 e 10.	71
Tabela 35. Unidades de área de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (<i>Bateria 11</i>).	72
Tabela 36. Concentrações molares remanescentes de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (<i>Bateria 11</i>).	73
Tabela 37. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CH ₄ (<i>Bateria 11</i>).	74
Tabela 38. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH₄}) (<i>Bateria 11</i>).	76
Tabela 39. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CO ₂ (<i>Bateria 11</i>).	77
Tabela 40. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO ₂ (K _{CO₂}) (<i>Bateria 11</i>).	79
Tabela 41. Unidades de área de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 12</i>).	79
Tabela 42. Concentrações molares remanescentes de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (<i>Bateria 12</i>).	80
Tabela 43. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CH ₄ (<i>Bateria 12</i>).	81
Tabela 44. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH₄}) (<i>Bateria 12</i>).	83

Tabela 45. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (<i>Bateria 12</i>).	84
Tabela 46. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}) (<i>Bateria 12</i>).	86
Tabela 47. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 13</i>).	86
Tabela 48. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (<i>Bateria 13</i>).	87
Tabela 49. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (<i>Bateria 13</i>).	88
Tabela 50. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (<i>Bateria 13</i>).	90
Tabela 51. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (<i>Bateria 13</i>).	91
Tabela 52. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}) (<i>Bateria 13</i>).	93
Tabela 53. Valores da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) e CO_2 (K_{CO_2}) obtidos na Baterias 11, 12 e 13.	93
Tabela 54. Morfologias dos microrganismos presentes em cada um dos pontos de amostragem nos TDHs de 30,20 e 10 dias, respectivamente.	118
Tabela 55. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (<i>Bateria 5</i>).	141
Tabela 56. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (<i>Bateria 5</i>).	141
Tabela 57. Evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (<i>Bateria 5</i>).	142
Tabela 58. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (<i>Bateria 5</i>).	144
Tabela 59. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (<i>Bateria 5</i>).	145
Tabela 60. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (<i>Bateria 5</i>).	146
Tabela 61. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}) (<i>Bateria 5</i>).	148
Tabela 62. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (<i>Bateria 6</i>).	148
Tabela 63. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (<i>Bateria 6</i>).	149
Tabela 64. Evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (<i>Bateria 6</i>).	150
Tabela 65. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (<i>Bateria 6</i>).	151

Tabela 66. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH4}) (Bateria 6).	153
Tabela 67. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CO ₂ (Bateria 6).	154
Tabela 68. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO ₂ (K _{CO2}) (Bateria 6).	155
Tabela 69. Unidades de área de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 10 dias (Bateria 7).	156
Tabela 70. Concentrações molares remanescentes de CH ₄ e CO ₂ dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 10 dias (Bateria 7).	156
Tabela 71. Evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (Bateria 7).	157
Tabela 72. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CH ₄ (Bateria 7).	159
Tabela 73. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH4}) (Bateria 7).	160
Tabela 74. Planilha de cálculo da concentração molar real (C _{real}) de CO ₂ (Bateria 7).	161
Tabela 75. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO ₂ (K _{CO2}) (Bateria 7).	162
Tabela 76. Valores da taxa máxima específica de produção de CH ₄ (K _{CH4}) e CO ₂ (K _{CO2}) obtidos na Baterias 4, 5 e 6.	163

RESUMO

O potencial de aplicabilidade do processo anaeróbio pode ser avaliado a partir do conhecimento de poucas características dos resíduos a serem tratados. Uma avaliação preliminar dessas características pode auxiliar na escolha do sistema de tratamento mais adequado, permitindo, dessa forma, estimativas de produção de sólidos biológicos, de requisitos de nutrientes, de produção de metano, etc. A caracterização dos resíduos, por meio de testes de biodegradabilidade, é de fundamental importância, uma vez que os resíduos apresentam grande variabilidade quanto à qualidade, quantidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e presença de compostos orgânicos refratários. Acrescentam-se ainda outras características importantes ao tratamento anaeróbio, notadamente pH, alcalinidade, nutrientes inorgânicos, temperatura e a eventual presença de compostos potencialmente tóxicos. Durante esse trabalho foi desenvolvida uma metodologia para avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto estabilizados por reatores anaeróbios, utilizando testes simplificados de bancada, visando promover um maior conhecimento sobre a cinética de biodegradação dos lodos. De forma a agregar informações complementares sobre os lodos estudados realizou-se também a identificação morfológica dos diferentes grupos de microrganismos responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia. A metodologia desenvolvida propõe a determinação da “biodegradabilidade anaeróbia intrínseca” dos lodos de esgoto por meio do monitoramento da produção e da composição do biogás (quanto às concentrações de CH_4 e CO_2). Os testes foram realizados em frascos de 280mL de volume preenchidos com 50% do seu volume com proporções de lodo e água de forma a garantir uma concentração de Sólidos Voláteis em torno de 10mg.L^{-1} ; os outros 50% constituíram o “headspace” que, após os frascos terem sido vedados, foi preenchido com N_2 . Os ensaios foram realizados em mesa agitadora (150rpm), sob temperatura controlada (35°C) e tiveram a duração de 15 dias, monitorando-se a cada 2 dias, a pressão interna do frasco e a composição do biogás. A avaliação da “biodegradabilidade anaeróbia intrínseca” das amostras de lodo foi quantificada por meio da determinação da taxa específica máxima de produção de CH_4 (K_{CH_4}) e da taxa específica máxima de produção de CO_2 (K_{CO_2}), as quais representam os “coeficientes de biodegradabilidade intrínseca” e foram obtidos por meio da aplicação de modelos matemáticos ajustados aos perfis de concentração molar de CH_4 e CO_2 em função do

tempo. Os resultados obtidos nos testes de biodegradabilidade refletiram, de maneira geral, o comportamento dos reatores anaeróbios seqüenciais (Sistema B) operados em escala real com TDHs de 30, 20 e 10 dias, indicando que a metodologia desenvolvida permitiu a estimativa de “coeficientes de biodegradabilidade anaeróbia intrínseca” de lodos de esgoto por meio de testes simplificados de bancada com boa reprodutibilidade.

ABSTRACT

The potential of applicability of an anaerobic process can be evaluated from the knowledge of some characteristics of the residues to be treated. A preliminary evaluation of these characteristics can assist in the choice of a more suitable treatment system, what allows to estimate the production of biological solids, requirements for nutrients, methane production, etc. The characterization of the residues, through biodegradability tests, is of fundamental importance, once that the residues present a great variability for the quality, amount, Chemical Oxygen Demand (COD) and the presence of refractory organics. There are other important characteristics for the anaerobic treatment of sewage sludge, like pH, alkalinity, inorganic nutrients, temperature and the presence or not of very toxic compounds. During this work, a methodology for the evaluation of the anaerobic biodegradability of sewage sludge, stabilized by anaerobic reactors was developed using simplified bench tests, aiming to know more about the kinetics of biodegradation of sludge. With the intention to add complementary information about the studied sludge, it was also achieved the morphologic identification of the different groups of microorganisms that are responsible for the anaerobic digestion process. The developed methodology considers the determination of the “intrinsic anaerobic biodegradability” of sewage sludge through the monitoring of the production and of the composition of biogas (concentrations of CH₄ and CO₂). The tests had been carried out in bottles of 280mL filled with 50% of its volume with sludge and water ratios to guarantee a volatile solids concentration about 10mg.L⁻¹; the other 50% constituted the “headspace” that, after the bottles had been hinted, were filled with N₂. The assays had been carried through in a shaker (150rpm), under controlled temperature (35°C) and had the duration of 15 days, monitoring the pressure inside the flask and the composition of the biogas in every 2 days. The evaluation of the “intrinsic anaerobic biodegradability” of the sludge was quantified through the determination of the maximum specific tax of production of CH₄ (K_{CH4}) and of the maximum specific rate of CO₂ production (K_{CO2}), which represent the intrinsic biodegradability coefficients” and had been achieved through the application of mathematical models adjusted to the profiles of molar concentration of CH₄ and CO₂ in function of the time. The results obtained in the biodegradability tests had reflected, in a general way, the behavior of the sequential anaerobic reactors (System B) operated in real scale with HDTs (Hydraulic Detention

Time) of 30, 20 and 10 days, indicating that the developed methodology allowed to estimate the “intrinsic biodegradability coefficients” of sewage sludge through simplified bench tests with good reproducibility.

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda da sociedade pela manutenção das condições ambientais tem exigido, das autoridades e das empresas públicas e privadas, atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações dos recursos naturais. Dentre esses recursos, os hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e comprometidos, em virtude da alta poluição em algumas regiões, necessitando, portanto de rápida recuperação. Nessas condições, há de se tratar os esgotos, os principais poluidores dos mananciais hídricos (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

Entretanto, o aumento populacional aliado ao número de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) e à melhoria da eficiência do tratamento de esgotos, implicam diretamente no aumento da produção do principal subproduto dessas estações: o lodo ou biossólido, como também é conhecido.

Em determinados estados brasileiros, a elevada produção de lodo oriundo de ETEs já é alvo de preocupação. SANTOS & TSUTIIYA (1997) prevêem uma produção diária de 615 toneladas de lodo seco pelas ETEs operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), na região metropolitana de São Paulo, no ano de 2005.

A produção de lodo pode ser minimizada, por meio da seleção, quando possível, de processos de tratamento que produzam uma menor quantidade de lodo (GONÇALVES & LUDUVICE, 2000). A utilização de processos anaeróbios, seguidos de pós-tratamento adequado, pode reduzir significativamente a quantidade de lodo gerada, quando comparada com os processos aeróbios de tratamento (CAMPOS, 1994).

O lodo possui, em sua composição, matéria orgânica, macro e micronutrientes necessários aos vegetais, o que torna possível o seu uso na agricultura como condicionador do solo e/ou como fertilizante. Entretanto, o lodo pode apresentar também em sua composição metais pesados e organismos patogênicos ao homem.

A disposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgotos e que normalmente tem sido negligenciada. O custo das unidades de tratamento do lodo pode representar um terço do investimento total de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (VESILIND, 1974) ou 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

Após a análise de vários artigos reunidos no “Proceedings of the II International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste” (MATA-ALVAREZ, 1999), pode-se verificar uma tendência nas investigações científicas sobre a digestão anaeróbia de lodos, voltada para um pré-tratamento de lodos utilizando-se processos químicos (adição de hidróxido de sódio), físicos (maceração mecânica, desintegração de partículas sob altas pressões, hidrólise térmica) e biológicos (solubilização do lodo orgânico por de bactérias anaeróbias termofílicas, adição de enzimas hidrolíticas).

Por outro lado, observa-se também um intenso desenvolvimento tecnológico para o pós-tratamento dos lodos e destinação final, envolvendo sistemas de separação sólido-líquido (desidratação natural e mecânica), higienização e aplicação agrícola, incineração, aterros sanitários (ANDREOLI, 1999).

Visando a otimização da digestão anaeróbia de lodos por meio do desenvolvimento tecnológico de “novas concepções de sistemas”, a Universidade Estadual de Campinas participou do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), Edital 3, Tema 4. Este projeto visou implementar e avaliar o uso de reatores anaeróbios sequenciais no tratamento de lodo proveniente de decantadores primário e secundário da ETE Carioba, da cidade de Americana, SP, cujo sistema de tratamento empregado era o de Filtros Biológicos. Buscou-se avaliar se esta tecnologia produzia um lodo com melhores características de estabilidade quando comparado ao do reator de câmara única, a um custo menor. A proposta de se estudar a estabilização de lodos utilizando reatores anaeróbios sequenciais estava fundamentada na possibilidade de melhoria das condições hidrodinâmicas do sistema, possibilitando que as condições de mistura e contato substrato-biomassa sejam otimizadas em cada reator e que as reações bioquímicas envolvidas no processo anaeróbio possam ser favorecidas pela criação de condições ambientais distintas nos diversos reatores do sistema, favorecendo a predominância das etapas de hidrólise e acidificação nos primeiros reatores do sistema, propiciando maior estabilidade do processo e melhor desempenho do sistema.

O desenvolvimento de metodologia simplificada, utilizando testes de bancada, permite uma avaliação preliminar do potencial de estabilização dos lodos de esgoto por meio da estimativa da produção de metano e gás carbônico.

Neste contexto, foi desenvolvida uma metodologia para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia dos lodos dos reatores anaeróbios que compuseram os sistemas estudados no Projeto PROSAB, nas várias etapas de operação, de forma a permitir avaliações e interpretações mais apuradas sobre o processo anaeróbio que ocorreu nos vários reatores.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Desenvolver uma metodologia simplificada para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto, por meio de testes simplificados realizados em “Shaker”, por meio da monitoração ao longo do tempo, em períodos pré-determinados, dos seguintes parâmetros: produção de CH_4 e de CO_2 , Sólidos Totais e Sólidos Voláteis;
- Promover maior conhecimento da cinética da biodegradação de lodos de esgoto por meio da aplicação de equações matemáticas para a determinação de coeficientes cinéticos;
- Realizar a identificação morfológica de grupos de microrganismos presentes nos lodos de esgoto dos diversos reatores que compuseram os sistemas estudados.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A Situação do Saneamento Básico no Brasil

Dos 4425 municípios existentes no Brasil, em 1989, menos da metade (47,3%) tinha algum tipo de serviço de esgotamento sanitário e, 11 anos mais tarde, os avanços não foram muito significativos: dos 5 507 municípios, 52,2% eram servidos. Apesar de no período de 1989-2000 haver tido um aumento de, aproximadamente, 24% no número de municípios, o serviço de esgotamento sanitário não acompanhou este crescimento, pois aumentou apenas 10% (IBGE, 2004).

Segundo dados do IBGE, por meio da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2004), no ano de 2000, o volume de esgoto coletado por dia era de 14.570.079 m³ e deste montante, mais de 65% não passava por nenhum tipo de tratamento.

A **Tabela 1** apresenta a quantidade de esgoto coletada e tratada diariamente em 2000, e número de distritos com tratamento de esgoto, em função do tipo de tratamento, nas grandes regiões do país.

Tabela 1. Volume de esgoto coletado e tratado ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$) por tipo de tratamento nas regiões brasileiras e número de distritos com tratamento de esgoto, em função do tipo de tratamento.

Região		Norte	Nordeste	CentroOeste	Sudeste	Sul	Brasil
Volume de Esgoto Coletado por dia (m^3)		60.741	1.595.358	661.804	11.249.344	1.002.832	14.570.079
Volume de Esgoto Tratado por dia (m^3)		27.527	1.248.595	338.224	3.059.349	463.476	5.137.171
Porcentagem do Volume de Esgoto Tratado em relação ao Coletado (%)		45,32	78,26	51,11	27,20	46,22	35,26
Número de Municípios		449	1.787	446	1.666	1.159	5.507
Número de Distritos		607	3.084	700	3.115	2.342	9.848
Tipo de Tratamento	Filtro Biológico	2	91	8	173	57	331
	Lodo Ativado	2	21	5	178	21	227
	Reator Anaeróbio	9	43	19	79	147	297
	Valo de Oxidação	–	4	2	13	9	28
	Lagoa Anaeróbia	8	44	22	184	54	312
	Lagoa Aeróbia	2	30	9	66	29	136
	Lagoa Aerada	1	17	8	29	6	61
	Lagoa Facultativa	6	59	17	244	49	375
	Lagoa Mista	–	9	4	30	3	46
	Lagoa de Maturação	2	25	12	20	16	75
	Fossa Séptica	2	59	3	72	35	171
	Outro	–	5	1	10	4	20
	Sem Declaração	–	–	–	21	1	22
	Total	19	252	57	795	260	1.383

Fonte: IBGE – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2004), (–) dado não determinado.

Os resultados da PNSB revelam um quadro marcante de desigualdades regionais (PNSB, 2004). O atendimento chega no seu nível mais baixo na Região Norte, onde apenas 2,4% dos domicílios são atendidos, seguidos das Regiões Nordeste (14,7%), Centro-Oeste (28,1%) e Sul (22,5%). A Região Sudeste apresenta o melhor atendimento, mesmo assim, ele cobre pouco mais da metade dos domicílios da região (53,0%).

Espera-se que nos próximos anos haja um aumento substancial nos índices de tratamento de esgoto, em decorrência da crescente demanda da sociedade pela manutenção das condições ambientais, e sua inevitável consequência será o aumento da produção de lodo.

3.2 Lodo de Esgoto

O termo lodo de esgoto é a denominação genérica do resíduo gerado pelos sistemas de tratamento de águas residuárias. Assim, sua composição depende do tipo de tratamento empregado e das características das fontes geradoras (SANEPAR, 1997).

Segundo CASSINI (2003), em 2003 o índice de cobertura de coleta de esgotos no país era da ordem de 50%, e apenas 25% era destinado a algum tipo de tratamento, gerando 270 mil toneladas de lodo por ano (expresso em matéria seca), que necessitam ser dispostos ou reutilizados de forma segura e ambientalmente sustentável.

A **Tabela 2** apresenta o número de distritos nas grandes regiões do país em função do tipo de tratamento do lodo e a **Tabela 3**, número de distritos nas grandes regiões do país em função do destino final do lodo.

Tabela 2. Número de distritos em função do tipo de tratamento do lodo.

Região		Norte	Nordeste	CentroOeste	Sudeste	Sul	Brasil
Número de Distritos		19	252	57	795	260	1.383
Tipo de Tratamento	Biodigestor	-	9	6	127	11	153
	Desidratação Mecânica	-	2	4	132	5	143
	Leito de Secagem	4	34	13	123	138	312
	Outro	-	13	11	49	8	81
	Sem Declaração	-	-	-	81	1	82
	Inexistente	15	197	29	412	106	759

Fonte: IBGE – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2004), (-) dado não determinado.

Tabela 3. Número de distritos em função do destino final do lodo.

Região		Norte	Nordeste	CentroOeste	Sudeste	Sul	Brasil
Número de Distritos		19	252	57	795	260	1.383
Destino	Rio	2	93	9	128	39	271
	Mar	-	6	-	3	1	10
	Terreno Baldio	1	52	5	20	24	102
	Aterro Sanitário	4	33	13	240	44	334
	Incineração	-	1	1	9	1	12
	Reaproveitamento	3	15	10	43	94	165
	Outro	7	60	18	241	58	384
	Sem Declaração	2	3	2	134	101	151

Fonte: IBGE – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2004), (-) dado não determinado.

Segundo AISSE et al. (1999), uma ETE cuja geração de lodo seja de $40\text{g.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, com 3% de sólidos totais e que trate esse lodo anaerobicamente, poderá ter uma produção final de lodo de $1,33\text{L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. A **Tabela 4** mostra os resultados referentes à produção de lodo em reatores UASB tratando esgoto municipal bruto, segundo alguns autores.

Tabela 4. Características físico-químicas do lodo de esgoto segundo alguns autores.

	Geração de Lodo (Primário e Secundário)	Teor de Sólidos	Quantidade de lodo estabilizado
Unidade	$\text{g ST.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$	g.L^{-1}	$\text{L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$
Haskoning	10 – 20	50 – 100	0,2
Vieira & Souza	22	72	0,31
Haskoning et al.	15	60 – 80	0,21
Van Haandel & Letinga	16	50 – 75	0,26

Fonte: Adaptado AISSE et al. (1999), (–) dado não determinado.

De acordo com SANTOS et al. (1997) a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), responsável por 93% da produção de lodo de esgoto total do estado de São Paulo, atingirá em 2005 a produção diária de 615 toneladas de lodo seco e em 2015 esse valor deverá girar em torno de 800 toneladas. dia^{-1} .

No lodo estão contidas todas substâncias oriundas das atividades industriais, dos hábitos alimentares e do nível de saúde da população atendida pelas redes de esgoto, retratando exatamente as características dessa comunidade (PAULA JUNIOR et al., 2003).

O lodo de esgoto pode ser caracterizado como um material rico em matéria orgânica, com alto teor de umidade que possui concentrações elevadas de nitrogênio, fósforo e micronutrientes e outros minerais; e por esse motivo passa a ter grande importância como insumo agrícola (AISSE et al., 1999).

Os efeitos da aplicação do lodo no solo são sentidos em longo prazo, melhorando sua resistência à erosão e à seca, ativando a vida microbiológica do solo e possivelmente aumentando a resistência das plantas às pragas (SANEPAR, 1997).

Normalmente o teor de umidade do lodo bruto varia na faixa de 90 a 99% (ARCEIVALA, 1986), o que eleva consideravelmente o volume de lodo produzido nas ETEs. A **Tabela 5** apresenta a composição química do lodo primário digerido (proveniente do decantador primário de ETEs), segundo AISSE et al., 1999.

Tabela 5. Composição química típica de lodos de esgoto.

Item	Unidade	Lodo primário digerido		Lodo secundário	
		Faixa	Típico	Faixa	Típico
Sólidos Totais	%	6,0 – 12,0	10,0	2,0 – 8,0	5,0
Sólidos Voláteis	% de ST	30 – 60	40	60 – 80	65
Nitrogênio	% de ST	1,6 – 6,0	3,0	1,5 – 4,0	2,5
Fósforo (P ₂ O ₅)	% de ST	1,5 – 4,0	2,5	0,8 – 2,8	1,6
Potássio (K ₂ O)	% de ST	0,0 – 3,0	1,0	0,0 – 1,0	0,4
pH	–	6,5 – 7,5	7,0	5,0 – 8,0	6,0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	2500 – 3000	3000	500 – 1500	600

Fonte: Adaptado de AISSE et al. (1999).

O Comitê Europeu para a Normatização foi criado na década de 90 com a finalidade de normatizar os métodos empregados para a caracterização de lodos e elaborar guias preliminares para seus tratamentos, utilizações e disposições na União Européia (LESCHBER & SPINOSA, 1998).

A legislação da Agência de Controle Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA), denominada 40CFR 503 de 1996, contempla exigências específicas para lodos tratados, obtidos de sistemas públicos de tratamento de esgotos. Conforme estabelecido naquela legislação, foram previstas restrições baseadas na composição do lodo e no tratamento do mesmo, referentes, respectivamente à limitação na concentração de metais comumente encontrados no lodo de esgotos e à necessidade de tratamento para a redução de patógenos e de atratividade de vetores (STRAUS, 2000).

No Brasil os lodos são regulamentados pela NBR 10.001 (ABNT, 1987) como resíduos sólidos e contam apenas com normas de caráter genérico, as quais, têm servido de apoio para a atuação de entidades ambientais (DEUS et al., 1993b). Devido à ausência de regulamentações específicas, as metodologias de análises físicas, químicas e biológicas de lodos não são padronizadas no país, dificultando a comparação de dados, além de oferecerem baixa precisão e repetibilidade (DEUS et al., 1993a).

A Norma CETESB “Aplicação de Lodos de Sistemas de Tratamento Biológico em Áreas Agrícolas – Critérios para Projeto e Operação – P4230” foi adaptada da legislação da USEPA, de normas utilizadas no estado da Carolina do Norte e do Sul (EUA) e de recomendações alemãs (STRAUS, 2000).

Na **Tabela 6** são apresentados alguns dados de composição do lodo de esgoto encontrados na literatura brasileira.

Tabela 6. Características físico-químicas do lodo de esgoto segundo alguns autores nacionais.

Item	pH	C/N	Matéria orgânica	H ₂ O	Cinzas	C	N	P	K	Ca	Mg
Unidade	–	–	%								
Fernandes et al, 1993 (Lodo fresco)	6	7	–	98 – 99	10,0 – 12,0	33	4,5 – 5,0	3,1	0,1	1	0,3
Fernandes et al, 1993 (Lodo digerido)	7	7	–	90 – 91	38,0 – 40,0	24	3,0 – 3,2	5,6	0,2	1,9	0,3
Fernandes et al, 1993 (Lodo ativado)	7	5	–	98 – 99	12,0 – 13,0	30	6,0 – 6,5	2,9	0,1	0,9	0,4
Berton et al., 1989	–	11	–	–	–	16	1,38	0,9	0,2	1,6	0,6
Carvalho, 1982	–	–	31,74	–	–	–	1,26	2,6	0,3	–	–
Bettiol et al., 1983	6	–	58,68	–	–	–	2,24	4	0,7	–	–

Fonte: Adaptado de ROCHA, SHIROTA (2004), (–) dado não determinado.

Imhoff (1986) relaciona a quantidade de sólidos, o teor de sólidos e a quantidade de lodo produzido em diversos tipos de tratamento de esgoto, em sistemas que recebem tanto o esgoto sanitário quanto águas pluviais. A quantidade de lodo produzida por habitante por dia varia de 0,10 a 5,0 L.hab⁻¹.dia⁻¹ quando os sistemas utilizados foram respectivamente decantador com digestor aeróbio, seguido de digestão aeróbia e desidratação artificial; e lodo ativado.

Basicamente três aspectos do lodo precisam ser considerados para sua disposição ou uso seguro: o nível de estabilização da matéria orgânica, a quantidade de metais pesados e o grau de patogenicidade (CASSINI, 2003).

3.2.1 Estabilização do Lodo

Segundo FERNANDES (2000), quanto mais o lodo assemelhar-se à matéria orgânica “fresca”, maior será seu potencial de putrefação, de produção de odores desagradáveis, como também maior será a sua concentração de microrganismos patogênicos. À medida que o lodo “fresco” passa por processos de biotransformação, seus componentes orgânicos mais facilmente biodegradáveis são transformados e o lodo passa a

ter características de lodo “estabilizado”, apresentando odor menos ofensivo e uma menor concentração de microrganismos patogênicos.

A estabilização está relacionada a biodegradação de parte da matéria orgânica reduções de odores e do nível de microrganismos patogênicos.

As fases de adensamento, estabilização e desidratação devem ser compatíveis entre si e coerentes com o destino final a ser dado ao lodo. Se o destino for o uso agrícola, o nível de patógenos e seu potencial de geração de odores são de extrema importância. Caso o destino final seja a incineração, as exigências serão menores (FERNANDES, 2000).

Vários processos podem ser empregados na estabilização dos lodos, entre os quais destacam-se: digestão anaeróbia e aeróbia, compostagem, estabilização química, oxidação úmida, pasteurização e secagem térmica.

A correta definição e a determinação da estabilidade do lodo são questões que permanecem em aberto. Essa indefinição ocorre, em parte, devido à estabilização referir-se a características gerais do lodo, provocando, portanto, definições qualitativas e descritivas. Vários indicadores podem ser utilizados para avaliar o grau de estabilização do lodo, como: odor; nível de patógenos; nível de redução de sólidos voláteis; toxicidade; taxa de absorção de oxigênio; adenosina trifosfato (ATP); atividade enzimática; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); carbono orgânico total (COT); teor de nitrogênio (amoniaco e nítrico); teor de ortofosfato; teores de carboidratos, proteínas e lipídeos; teor de cinzas; aptidão à desidratação; presenças de protozoários e rotíferos; viscosidade; valor calorífico; além da combinação de vários parâmetros (FERNANDES, 2000).

3.2.2 Organismos Patogênicos no Lodo

A disposição inadequada dos esgotos é uma das principais causas de enfermidades infecciosas parasitárias e intestinais. A disposição adequada tem como finalidade proteger os aquíferos superficiais ou subterrâneos, a qualidade do ar e do solo, e a saúde pública (OPS/OMS, 1994).

Com o tratamento adequado, os microrganismos patogênicos concentrar-se-ão no lodo. Assim, a disposição do lodo deve ser feita criteriosamente, a fim de proteger o meio ambiente.

Existem vários tratamentos eficazes para a redução dos principais patógenos, entre os quais destacam-se: digestão, compostagem, desinfecção química, lagoa de tratamento, tratamento com cal e microondas.

O lodo de esgoto não tratado, geralmente contém organismos patogênicos como bactérias, protozoários, vírus e ovos de helmintos, que podem causar doenças por meio do contato direto com o homem, ou podem ser disseminados por vetores (ratos, pássaros, moscas) que tiveram contato com o lodo (FOESS & SIEGER, 1993).

A eliminação dos patógenos no tratamento de esgoto é importante, uma vez que os diferentes patógenos podem apresentar tempos de sobrevivência relativamente elevados, conforme apresentado na **Tabela 7**. De um modo geral, poucas bactérias intestinais sobrevivem no solo, pois este não é um meio adequado. Já os parasitas encistados (helmintos e protozoários) e seus ovos são mais resistentes (SANEPAR, 1997).

Tabela 7. Tempo de sobrevivência de alguns patógenos no solo.

Organismo	Tempo de sobrevivência (dias)
Coliformes totais	4 a 77
Coliformes fecais	4 a 55
Estreptococos fecais	8 a mais de 70
Leptospira	menos de 15
Mycobacterium	10 a 500
Salmonella paratyphi	mais de 259
Salmonella typhi	11 a mais de 280
Streptococcus faecalis	26 a 77

Fonte: Adaptado de HARRISON *et al.* (1996).

3.2.3 Metais Pesados no Lodo

A principal fonte desses elementos são os esgotos industriais gerados nas diferentes fases do processo produtivo de indústrias químicas, metalúrgicas, eletro-eletrônicas, entre outras.

Dentre os elementos mais preocupantes destacam-se o Arsênio (As), o Boro (B), o Cádmio (Cd), o Cobre (Cu), o Mercúrio (Hg), o Molibdênio (Mo), o Níquel (Ni), o Chumbo (Pb), o Selênio (Se) e o Zinco (Zn), pois mesmo que alguns destes metais sejam micronutrientes essenciais às plantas, outros podem se acumular no solo tornando-se

tóxicos às plantas e ao homem (SANEPAR, 1997). Desta forma a concentração de metais pesados no lodo é um dos controles fundamentais para seu uso seguro na agricultura.

As **Tabelas 8 e 9** apresentam os limites máximos de metais pesados tolerados no lodo a ser utilizado na agricultura pelas legislações de alguns países.

Tabela 8. Teores máximos (mg.Kg^{-1} de Matéria Seca) de metais pesados admitidos no lodo a ser utilizado na agricultura, segundo a legislação de diversos países.

Metal Pesado	País					
	Alemanha	Bélgica	Dinamarca	Escócia	Holanda	EUA
Arsênio (As)	-	-	-	-	-	75
Cádmio (Cd)	10	12	0,8	20	10	85
Cromo (Cr)	900	500	100	2000	500	3000
Cobre (Cu)	800	750	1000	1500	600	4300
Chumbo (Pb)	900	600	120	1500	500	840
Mercurio (Hg)	8	10	0,8	-	-	57
Molibdênio (Mo)	-	-	-	-	-	75
Níquel (Ni)	200	100	30	25	100	420
Selênio (Se)	-	-	-	-	-	100
Zinco (Zn)	2.500	2500	4000	2500	2500	7500
Referência Bibliográfica	Bergs & Lindner, 1997	Ockier & Muynck, 1997	Gruttner, 1997	Silva, 1995		Estados Unidos, 1995b

Fonte: Adaptado de ROCHA & SHIROTA (2004).

Tabela 9. Teores máximos (mg.Kg^{-1} de Matéria Seca) de metais pesados admitidos no lodo a ser utilizado na agricultura, segundo a legislação de diversos países.

Metal Pesado	País				
	França	Itália	Países Baixos	Suécia	Suíça
Cádmio (Cd)	20	20	12	15	30
Cromo (Cr)	1000	-	500	1000	1000
Cobre (Cu)	1000	1000	750	3000	1000
Chumbo (Pb)	800	750	600	300	1000
Mercurio (Hg)	10	10	10	8	10
Níquel (Ni)	200	300	100	500	200
Selênio (Se)	100	-	-	-	-
Zinco (Zn)	3000	2500	2500	10000	3000
Cobalto (Co)	-	-	-	50	100
Manganês (Mn)	-	-	-	-	500
Referência Bibliográfica	Nardim & Chabrier, 1997	Spinosa & Ragazzi, 1997	Dirkzwager et al, 1997	Fernandes et al, 1993	

Fonte: Adaptado de ROCHA & SHIROTA (2004).

3.2.4 Disposição Final do Lodo

A grande quantidade de lodo produzida nas ETEs pode provocar problemas tanto ao meio ambiente, quanto à saúde pública, se esse resíduo não for disposto de forma adequada.

Para se dispor o lodo é necessário que sejam realizados estudos legais, técnicos, ambientais e econômicos, com o objetivo de minimizar problemas relativos a impactos ambientais e proporcionar melhores condições de saúde, segurança e bem-estar à população, observando-se diversos aspectos limitantes (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

As diversas maneiras de disposição do lodo, segundo ARCEIVALA (1986) são:

- emprego do lodo seco ou úmido na agricultura;
- distribuição do lodo úmido em solo erodido até a obtenção gradual de solo agriculturável;
- mistura com resíduos sólidos para compostagem;
- transporte e depósito em oceanos; e
- aterros e incineradores.

A produção anual de sólidos secos na Europa é cerca de 6,6 milhões de toneladas, por uma população de aproximadamente 317 milhões de habitantes. Dessa produção, 37% são utilizados na agricultura, holericultura e regeneração de solos; 44% são dispostos em aterros; 9% são incinerados; 7% são dispostos no mar e 3% são dispostos em outras formas (MATTEHEWS, 1992).

O Reino Unido terá um aumento de 30 a 50% na sua produção de lodo e segundo MATTEHEWS (1992), após a proibição da disposição no mar, as vias preferidas de disposição do lodo deverão ser o uso agrícola e a incineração.

No Brasil, pesquisas têm sido desenvolvidas no intuito de utilizar o lodo de esgoto na agricultura. Essas pesquisas estão sendo realizadas no Estado do Paraná, no Distrito Federal, na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ-USP), no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária de Jaguariúna (EMBRAPA), entre outras instituições. Essa alternativa tem sido bastante recomendada, visto que parece ser a mais viável economicamente. Outra alternativa

utilizada no país é a disposição em aterro sanitário, como é o caso do lodo produzido na ETE de Barueri/SP.

Diversos benefícios são proporcionados pela aplicação do lodo no solo, tais como: fornecimento de macronutrientes para as plantas, em especial nitrogênio e fósforo; aumento do teor de alguns micronutrientes essenciais, como zinco, cobre e manganês; aumento da capacidade de retenção de água pelo solo; além de proporcionar uma melhor estruturação do solo devido ao teor de matéria orgânica (DAMASCENO, 1996).

Deve-se analisar o lodo, especialmente em relação a metais pesados, organismos patogênicos e compostos tóxicos, que limitam sua utilização na agricultura (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Segundo BISCAIA & MIRANDA (1996), o lodo de esgoto calado (após adição de cal) não apresenta toxicidade ao desenvolvimento e produtividade do milho e o retorno financeiro por R\$ (real) gasto com lodo pode ser até quatro vezes maior do que o retorno obtido com a adubação química.

COURACCI FILHO et al (1997) comentaram que o lançamento de lodo não pode ser feito indiscriminadamente. Existem alguns problemas relacionados com a presença excessiva de metais tóxicos, de nutrientes solúveis e patógenos no lodo de esgotos municipais, que devem ser levados em consideração, pois estão diretamente relacionados com as taxas de aplicação do lodo no solo e com o tipo de cultura agrícola utilizada. Entre outros cuidados que devem ser ressaltados, estão os problemas relacionados aos custos com o transporte do lodo na forma líquida, a possibilidade de contaminação do lençol freático nos locais de aplicação, o problema com os metais pesados e também com microrganismos patogênicos.

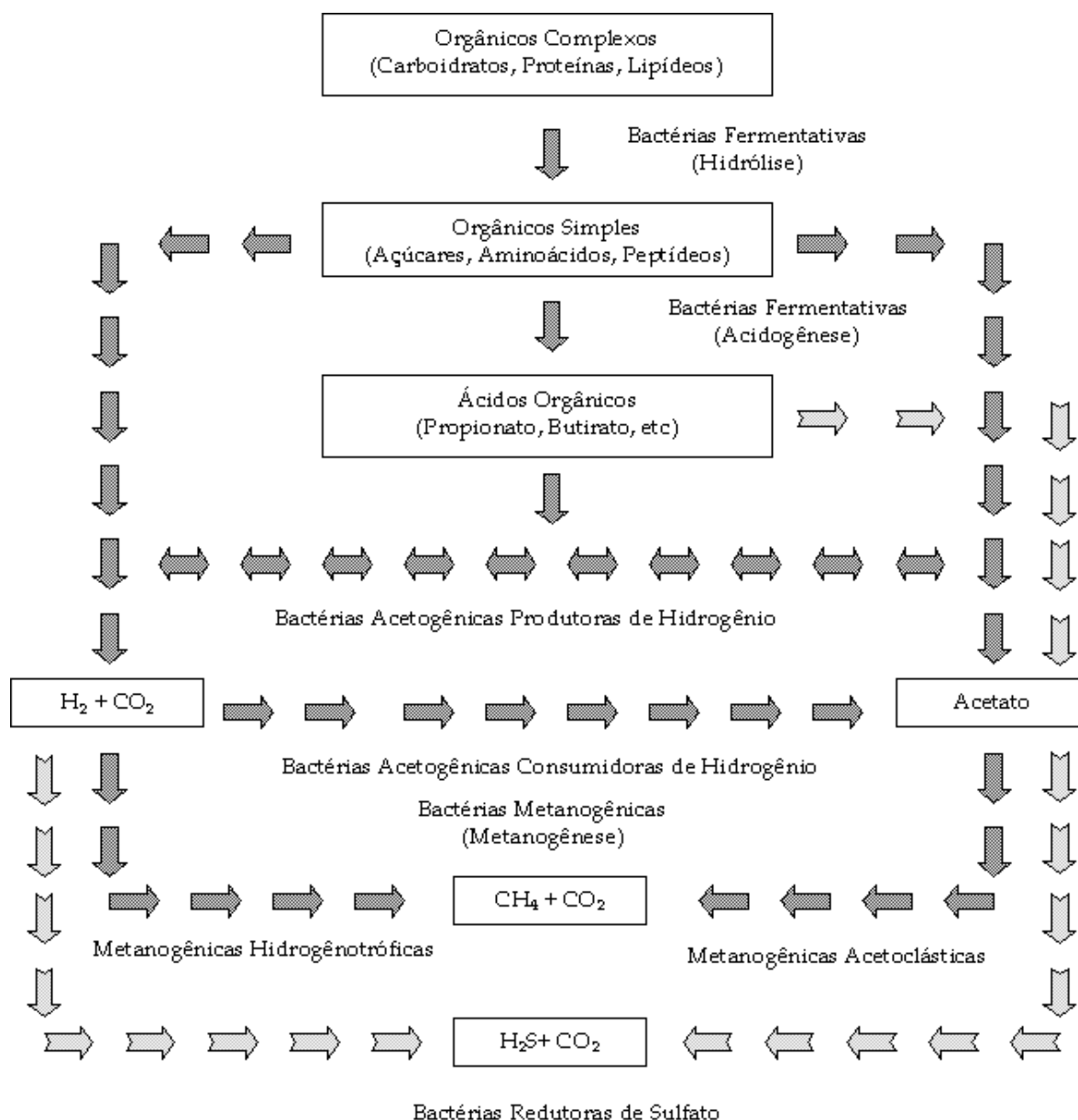
3.3 Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia

A Digestão Anaeróbia é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos interage promovendo a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resultam, principalmente, os gases metano e dióxido de carbono.

Segundo SPEECE (1983), o processo anaeróbio pode ser visto como um sistema delicadamente balanceado, dividido em etapas, no qual, cada espécie de microrganismo tem

uma função essencial. O autor descreve o esquema da seguinte forma: na hidrólise, a matéria orgânica complexa afluenta é convertida em materiais mais simples, dissolvidos por meio da ação de exoenzimas produzidas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Na acidogênese, os produtos solúveis oriundos da fase anterior são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, que são excretados. Como os ácidos graxos voláteis são os principais produtos das bactérias fermentativas, estas são designadas de bactérias fermentativas acidogênicas. Na acetogênese, bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados na fase acidogênica em substratos apropriados (ácido acético) para as bactérias metanogênicas, fazendo parte, assim, de um grupo metabólico intermediário. A etapa final do processo é efetuada pelas arqueas metanogênicas que são divididas em dois grupos principais, em função de sua afinidade por diferentes substratos: as acetoclásticas, que utilizam ácido acético ou metanol na produção de metano e as hidrogenotróficas que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono na formação de metano. Quando há presença de sulfato no afluenta, muitos dos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), provocando uma alteração das rotas metabólicas no reator anaeróbio. Dessa forma, as BRS passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e arqueas metanogênicas pelos substratos disponíveis.

A **Figura 1** permite visualizar os diferentes estágios de interação entre os substratos e os grupos de bactérias, desde a sua entrada, como matéria orgânica composta, até sua decomposição em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, e amônia, além de novas células bacterianas.



Fonte: CHERNICHARO (1997).

Figura 1. Fluxograma da ação dos grupos de bactérias na digestão anaeróbia da matéria orgânica.

A importância da Digestão Anaeróbia como processo de tratamento de resíduos orgânicos cresceu de forma extraordinária nas últimas décadas, principalmente por apresentar balanço energético mais favorável que os processos aeróbios convencionais. Dentre as principais vantagens amplamente enunciadas, citam-se:

- baixo consumo de energia, por não exigir a introdução forçada de oxigênio no meio, como os processos aeróbios;
- baixa produção de lodo, estimada como sendo inferior a 20% da apresentada por processos aeróbios convencionais; e
- possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como combustível.

As principais desvantagens estão relacionadas à sensibilidade do processo às mudanças das condições ambientais. Como a maioria dos processos naturais, a biodigestão anaeróbia depende muito mais de mecanismos reguladores intrínsecos de que controles externos. Esses mecanismos auto-reguladores decorrem das interações entre os diversos grupos de bactérias que participam do processo com funções distintas e específicas, capazes de manter o pH e o potencial redox do sistema no sentido de otimizar a metanogênese.

O uso da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos teve grande impulso a partir do desenvolvimento de novos reatores que permitissem uma maior eficiência na remoção da matéria orgânica, em áreas e períodos de tempo cada vez menores (KATO, 1999).

Segundo CHERNICHARO (1997), os digestores anaeróbios têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de Estações de Tratamento de Esgotos e lixo urbano. É uma maneira eficiente de tratar quantidades consideráveis de resíduos, reduzindo o seu poder poluente e os riscos sanitários advindos dos mesmos (HIILS, 1980).

3.3.1 Configurações de Reatores Anaeróbios

As configurações dos reatores têm por base primária as características hidráulicas (fluxo e mistura) no seu interior, para promover a mistura adequada que proporcione um contato esgoto-biomassa apropriado. Como os microrganismos são essenciais para que ocorram as reações, é importante que, além da existência de um ambiente favorável no interior dos reatores, o “alimento” seja colocado em contato íntimo com a biomassa para promover a sua degradação (KATO et al., 1999).

A eficiência ou desempenho de um reator biológico está relacionada com a taxa ou velocidade das reações que ocorrem no seu interior. Dois aspectos básicos relacionados à configuração dos reatores estão relacionados com a velocidade das reações: a mistura

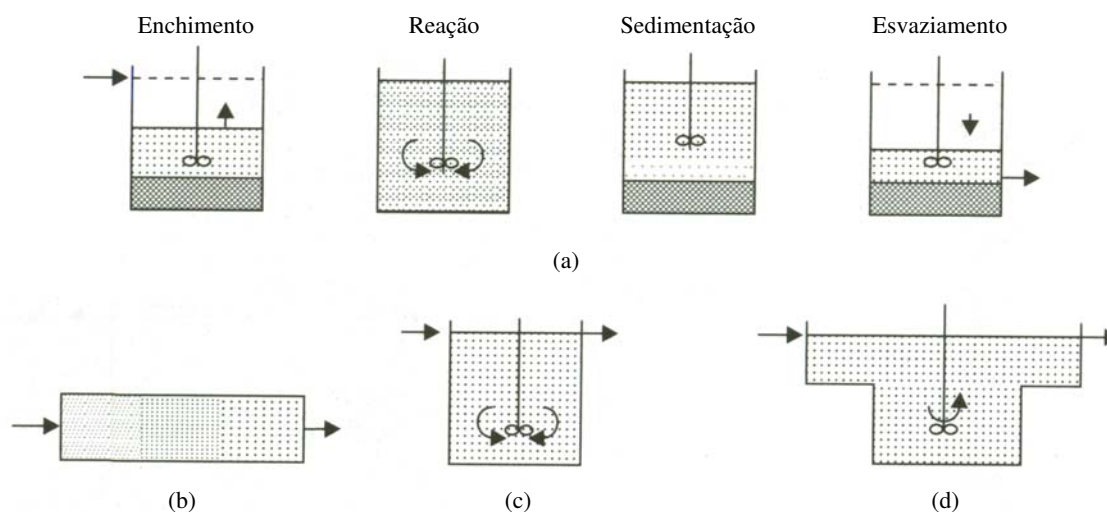
hidráulica e a retenção da biomassa. As diversas configurações existentes foram desenvolvidas buscando a melhoria desses aspectos resultando em um melhor desempenho na remoção dos constituintes do esgoto.

A classificação dos reatores em função de suas características hidráulicas é apresentada na **Tabela 10** e ilustrada na **Figura 2**.

Tabela 10. Típicos básicos de reatores, em função da hidráulica.

Tipo de reator	Fluxo	Mistura	Características
Batelada	Descontínuo ou intermitente	Completa	Reator preenchido com esgoto no início e esvaziado ao final do tratamento, repetindo-se a operação com nova batelada. O conteúdo no interior do reator é misturado completamente, permitindo um bom contato esgoto-biomassa.
Pistão ou tubular	Contínuo	Tubular	O esgoto entra e passa por meio de um tanque longo e estreito, com as partículas líquidas saindo na mesma seqüência da entrada. Não ocorre mistura no sentido longitudinal e com pouca ou nenhuma dispersão transversal. As concentrações dos constituintes dos esgotos diminuem da entrada para a saída do tanque longitudinal.
Mistura completa	Contínuo	Completa	Tão logo o esgoto entre no reator, as partículas líquidas são imediatamente dispersadas no interior, ocorrendo mistura completa (homogeneização). As concentrações são praticamente iguais em todo o reator, as mesmas do efluente.
Arbitrário	Contínuo	Mista	Características intermediárias entre as do reator tubular e as ' do reator de mistura completa. Na prática, não há reatores com mistura completa ou tubular, denominados ideais, porém sim uma aproximação para um ou outro.

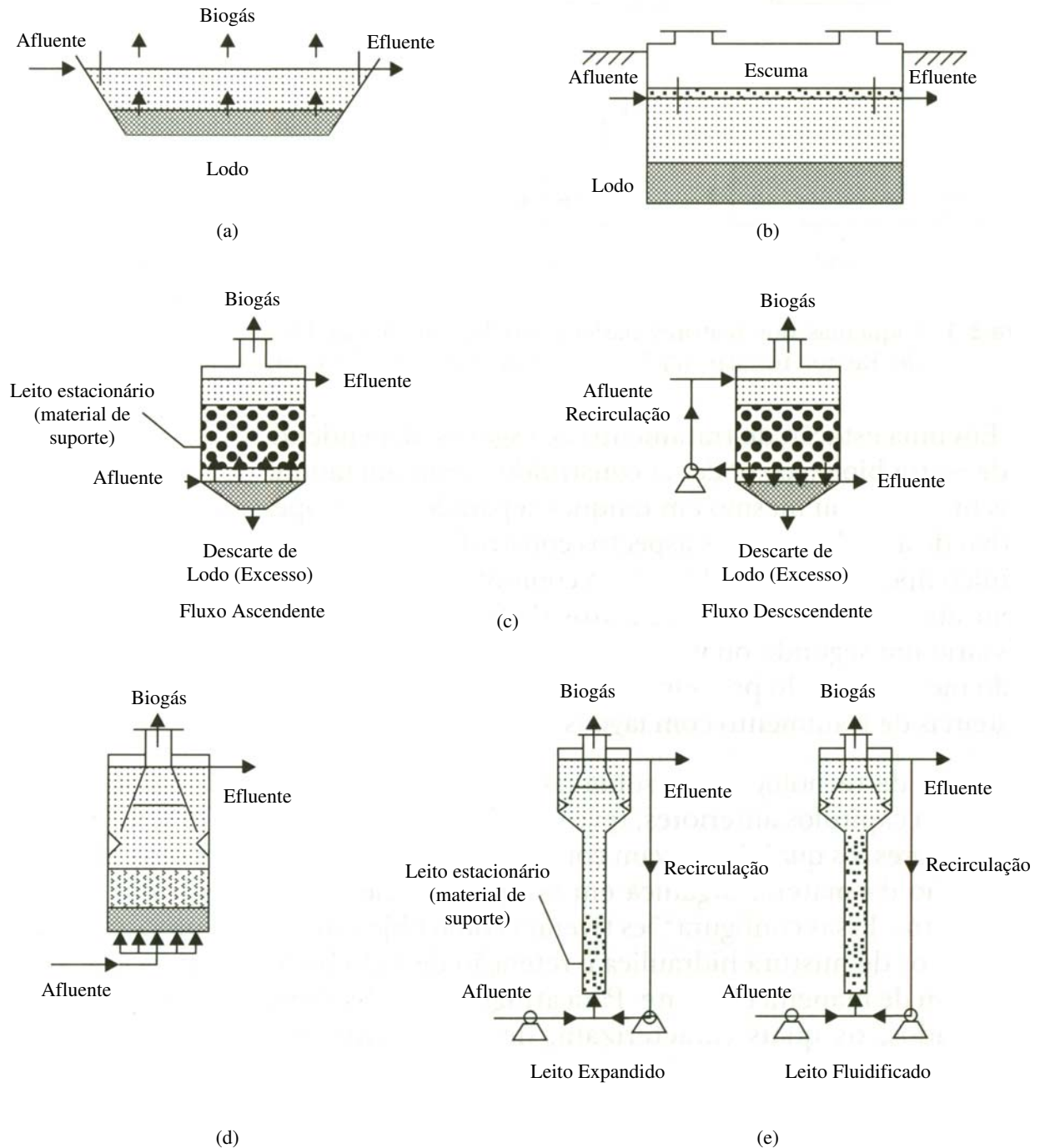
Fonte: KATO et al. (1999).



Fonte: KATO et al. (1999).

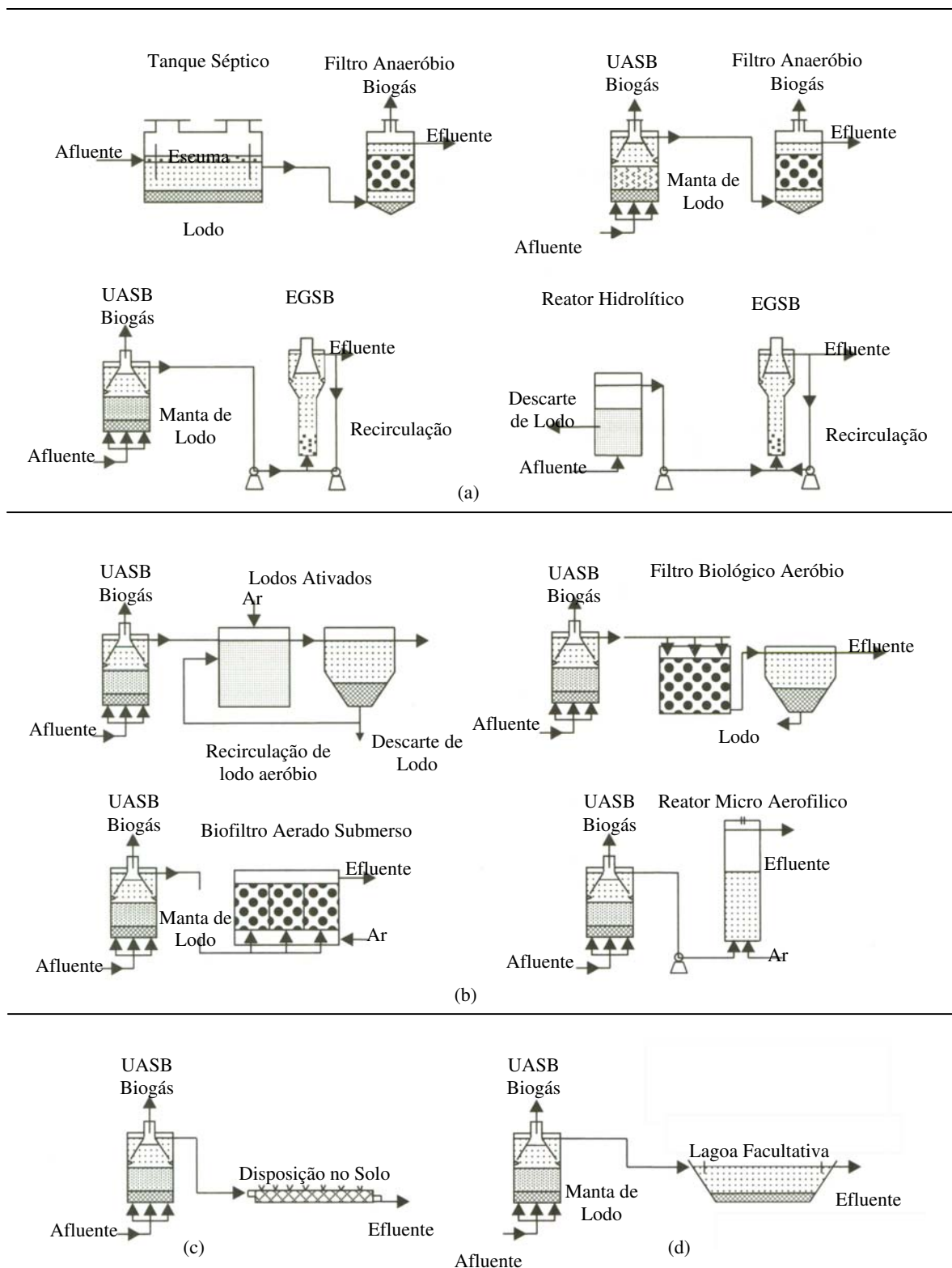
Figura 2. Esquemas dos reatores básicos (a) Reator de batelada em sequência operacional, (b) Reator tubular, (c) Reator de mistura completa, (d) Reator arbitrário.

Na **Figura 3**, são apresentadas as configurações dos principais reatores anaeróbios mais utilizados na prática do tratamento de esgotos sanitários no Brasil, até o presente; e na **Figura 4**, são mostradas algumas das possíveis combinações de reatores, em configurações já existentes ou em fase de desenvolvimento.



Fonte: KATO et al. (1999)

Figura 3. Configurações dos principais reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário. (a) lagoa anaeróbia, (b) fossa séptica, (c) filtro anaeróbio, (d) UASB, (e) leito expandido ou fluidificado.



Fonte: KATO et al. (1999).

Figura 4. Configurações de sistemas combinados de tratamento com o uso de reatores anaeróbios. (a) reator anaeróbio-reator anaeróbio, (b) reator anaeróbio-reator aeróbio, (c) reator anaeróbio-sistema de disposição no solo, (d) reator anaeróbio-lagoa.

3.3.2 Requisitos Ambientais

Segundo FORESTI et al. (1999) vários são os fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia. Dentre os ambientais, destacam-se a temperatura, o pH, a alcalinidade e a presença de nutrientes. Outros fatores, como a capacidade de assimilação de cargas tóxicas, transferência de massa, sobrecargas hidráulicas e a atividade metanogênica, também desempenham papéis importantes no processo.

3.3.2.1 Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes da digestão anaeróbia, pois afeta o processo biológico de diferentes maneiras, dentre elas, quanto à velocidade das reações químicas e bioquímicas.

Segundo CHERNICHARO (1997), como os microrganismos não possuem meios para controlar sua temperatura interna ela determinada pela temperatura do meio em que eles se encontram.

Três faixas de temperatura podem ser associadas ao crescimento microbiano para a maioria dos processos biológicos (LETTINGA, 1994):

- FAIXA PSICROFÍLICA – entre 0 e 20°C aproximadamente;
- FAIXA MESOFÍLICA – entre 20 e 45°C aproximadamente; e
- FAIXA TERMOFÍLICA – entre 45 e 70°C.

Em cada uma dessas três faixas, são normalmente referenciados três valores de temperatura para caracterizar o crescimento microbiano:

- Temperatura mínima, abaixo da qual o crescimento não é possível;
- Temperatura ótima, onde o crescimento é máximo; e
- Temperatura máxima, acima da qual o crescimento não é possível.

A taxa de crescimento microbiano em temperaturas próximas à mínima é normalmente baixa, aumentando exponencialmente com o acréscimo da temperatura, atingindo o máximo próximo à temperatura ótima. A partir deste ponto de crescimento ótimo, o aumento de alguns graus provoca uma queda abrupta na taxa de crescimento, podendo fazê-la atingir o valor zero.

3.3.2.2 Nutrientes

Como em todos os processos biológicos, a digestão anaeróbia necessita que alguns nutrientes inorgânicos sejam fornecidos em quantidades suficientes para que a manutenção/atividade dos microrganismos seja realizada com sucesso.

Os seguintes nutrientes necessários à estimulação nutricional de bactérias metanogênicas, em ordem decrescente de importância são: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B₁₂ (CHERNICHARO, 1997).

3.3.2.3 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

A relação entre pH, alcalinidade e ácidos voláteis é muito importante para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios.

As arqueas metanogênicas são sensíveis ao pH, uma vez que o crescimento ótimo ocorre em uma estreita faixa de valores (6,5 e 8,2). O pH atua de duas formas principais no processo: diretamente, afetando a atividade de enzimas ou indiretamente, afetando a toxicidade de compostos FORESTI et al (1999).

Nos processos anaeróbios os dois principais fatores que afetam o pH são o ácido carbônico e os ácidos voláteis.

3.3.3 Agitação em Reatores Anaeróbios

A agitação tem a finalidade de manter uniformes a temperatura e a distribuição do substrato, além de reduzir a formação de espuma.

Normalmente, em reatores anaeróbios descontínuos, a agitação é realizada por meio da recirculação do biogás gerado podendo ser realizada também por meio de misturadores mecânicos (BENINCASA et al., 1991).

Além da agitação por recirculação de gás ou líquido, agitadores mecânicos podem ser utilizados para favorecer o contato da biomassa com o meio líquido, melhorando a eficiência do sistema.

Os agitadores devem ser escolhidos de maneira a fazer com que o efluente percorra determinados caminhos no interior do reator, atendendo assim as principais finalidades da agitação.

3.4 Biodegradabilidade

De acordo com CASSINI (2003) o conceito de biodegradabilidade pode ter várias conotações, especialmente quando se trata de processos ambientais. Geralmente o termo biodegradabilidade é utilizado para se representar a tendência ou susceptibilidade de transformação de determinados substratos, substâncias ou compostos pela microbiota ambiental.

3.4.1 Influência da Relação Substrato/Biomassa (S_0/X_0) em Testes de Biodegradabilidade

MORENO et al. (1999) observaram que a relação entre substrato e biomassa tem uma importante influência nos resultados obtidos em testes de biodegradabilidade. Vários fatores podem afetar a reprodutibilidade dos testes, sendo os mais importantes a atividade inicial dos microorganismos, a composição média da biomassa e a relação inicial S_0/X_0 .

Os testes de biodegradabilidade anaeróbia foram baseados no monitoramento da pressão do biogás produzido durante a degradação dos substratos orgânicos. Os testes foram conduzidos em série de frascos de 160 ml, a uma temperatura controlada de $35 \pm 2^\circ\text{C}$. Foram testados 2 substratos, acetato e “azo dye”, um polímero encontrado na maioria dos corantes têxteis (nome comercial BD79).

Para o primeiro substrato, 3 fatores com 2 variáveis foram estudados: concentração inicial do substrato (625 e 12500 mg de acetato/l), concentração inicial de biomassa (2500 e 12500 mg/l) e influência da agitação (com ou sem agitação). O agitador foi programado para 150rpm com ciclos de 2 horas agitando e 30 minutos descansando. Com o projeto experimental, obteve-se as seguintes razões de S_0/X_0 ; 0,05; 0,025; 1,0 e 5, cada um com e sem agitação. Para o segundo substrato foram estudadas as relações S_0/X_0 de 0,25 e 0,5.

Foi possível observar que a concentração inicial de substrato e biomassa tem um efeito significativo na reação. O efeito da biomassa é inverso, isto é, baixas concentrações de biomassa oferecem maiores taxas que aquelas observadas para altas concentrações. Ao

contrário, o substrato tem um efeito direto: uma máxima taxa de reação foi obtida com a máxima concentração de substrato. Os coeficientes cinéticos obtidos nos testes de biodegradabilidade estão apresentados na **Tabela 11**. Pode-se observar que, combinando o efeito da concentração do substrato e biomassa, existe uma relação entre taxa específica de produção de metano e a razão S_0/X_0 .

Tabela 11. Coeficientes cinéticos obtidos nos testes de biodegradabilidade.

Parâmetros iniciais			Sem agitação		Com agitação	
S_0 (mg/L)	X_0 (mg/L)	S_0/X_0	mgCH ₄ /gVSS ^{-h}	Tempo de Reação (dias)	mgCH ₄ /gVSS ^{-h}	Tempo de Reação (dias)
625	12500	0,05	0,26	9,6	0,32	5,0
625	2500	0,25	0,52	10,4	1,80	2,8
12500	12500	1,0	3,05	9,5	4,24	2,3
12500	2500	5,0	3,60	24,9	7,04	6,3

Fonte: MORENO et al, 1999.

Todos esses resultados são importantes para a escolha das melhores condições para a performance dos testes de biodegradabilidade bem como para sua reprodutibilidade.

3.5 Cinética do Consumo de Substrato

Segundo SHIEH & MULCAHY (1986), na década de 80, o grande avanço no desenvolvimento de sistemas anaeróbios para tratamento de águas residuárias, levou ao aprofundamento do conhecimento sobre os fenômenos fundamentais das reações de conversão biológica da matéria orgânica e despertou um grande interesse em desenvolvimentos e aplicações práticas de modelos cinéticos.

A cinética bioquímica estuda as velocidades de crescimento de organismos, de consumo de substratos e de formação de produtos. FORESTI et al. (1999) sugerem que tais velocidades devam ser expressas, em termos matemáticos, por modelos que representem adequadamente a dinâmica dos processos.

O conhecimento dos parâmetros cinéticos é de extrema importância para a modelação do processo bioquímico, pois permite avaliar as velocidades de utilização de substrato e de crescimento de biomassa, nas condições estabelecidas (ZAIAT et al, 1997).

Diversos parâmetros poderão influenciar na cinética de populações microbianas. Por exemplo, a cinética pode ser afetada pela composição da água residuária, pelo pH, pela

reologia e temperatura do meio, por controles internos, pela adaptabilidade ou mesmo pela heterogeneidade das populações bacterianas. Além disso, as interações entre massa celular e o ambiente (meio), como transferências de nutrientes, de produtos e de calor, podem influenciar na cinética. Entretanto, BAILEY & OLLIS (1986) citam que não é prático, ou possível, formular um modelo cinético que inclua todos os aspectos e detalhes envolvidos na relação meio/biomassa, mas que devem ser feitas simplificações que tornem o modelo aplicável.

Os dados cinéticos, além de fornecerem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, podem ser úteis para a análise do sistema de tratamento e o aumento de escala dos reatores. Dessa forma, os parâmetros cinéticos e operacionais podem ser equacionados para a verificação das relações existentes entre tais parâmetros e, conseqüentemente, da influência da cinética sobre a operação. FORESTI et al. (1999) sugerem que essa análise pode ser obtida por meio de balanços de materiais em reatores bioquímicos utilizados para o tratamento de águas residuárias.

SHIEH & MULCAHY (1986) citam que há necessidade de estabelecerem-se procedimentos experimentais que permitam elucidar as etapas envolvidas no processo de conversão biológica.

Uma vez que os parâmetros cinéticos são dependentes não só das características do lodo e da composição do substrato, como também das condições ambientais, necessitam ser calculados especificamente para cada tipo de biomassa, de água residuária, e nas condições ambientais de trabalho. Segundo VIERA et al. (1996), é desejável que um modelo simples e rápido esteja disponível para executar estudos cinéticos, para cada condição específica.

McCARTY & LAWRENCE (1982) desenvolveram duas equações básicas para descrever a cinética do processo anaeróbio. A **Equação 1** descreve a relação entre a velocidade de crescimento líquido de biomassa e a velocidade de utilização de substrato:

$$\frac{dX}{dt} = Y \times \frac{dS}{dt} - b \times X \quad \text{Equação 1}$$

onde:

dX/dt = representa a velocidade de crescimento líquido de biomassa, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

Y = coeficiente de produção celular, dX/dS , adimensional;

dS/dt = representa a velocidade de utilização de substrato, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

b = coeficiente de decaimento celular, $[T^{-1}]$;

X = concentração de biomassa, $[M.L^{-3}]$.

A segunda equação relaciona a velocidade de utilização de substrato com as concentrações de microrganismo e substrato presentes no meio:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{r_{\max} \times S \times X}{K_s + S} \quad \text{Equação 2}$$

onde:

dS/dt = velocidade de utilização de substrato, $[M.L^{-3}.T^{-1}]$;

$r_{\max}$ = velocidade máxima específica de utilização de substrato, $[T^{-1}]$;

S = concentração de substrato, $[M.L^{-3}]$;

K_s = constante de meia velocidade, numericamente igual a concentração de substrato quando $dS/dt = \frac{1}{2} r_{\max}$, $[M.L^{-3}]$.

Para os casos extremos de valores de S muito altos ($S \gg K_s$) ou S muito baixos ($S \ll K_s$), a **Equação 2** pode ser simplificada às seguintes funções:

$$-\frac{dS}{dt} = r_{\max} \times X \quad (S \gg K_s) \quad \text{Equação 3}$$

$$-\frac{dS}{dt} = r'_{\max} \times X \times S \quad (S \ll K_s) \quad \text{Equação 4}$$

$$r'_{\max} = \frac{r_{\max}}{K_s} \quad \text{Equação 5}$$

onde:

$r'_{\max}$ = constante cinética de primeira ordem, numericamente igual a $r_{\max}/K_s$, $[L^3.M^{-1}.T^{-1}]$

A **Equação 3** representa uma equação de Ordem Zero com relação a concentração de substrato, enquanto a **Equação 4**, uma equação de Primeira Ordem.

Alguns métodos para estimativa dos parâmetros cinéticos no tratamento anaeróbio de águas residuárias são encontrados na literatura.

VIEIRA et al. (1996) apresentaram um método para estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos, em sistemas contendo biomassa anaeróbia imobilizada em espuma de poliuretano, com temperatura controlada de 30°C. Uma incubadora rotativa orbital ("Shaker") foi utilizada, com velocidades de rotação entre 50 e 300 rpm. Conclui-se que a resistência à transferência de massa foi minimizada com velocidades de rotação iguais ou maiores que 150 rpm. Devido à alta velocidade de agitação, a conformação prévia da biomassa, no interior das matrizes de poliuretano, foi destruída. Mesmo assim, o método garantiu a minimização das resistências à transferência de massa. No entanto, o método proposto é aplicável à estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos de lodo anaeróbio firmemente aderido ao suporte, ou de lodo granular, caso a integridade dos grânulos possa ser mantida nas condições experimentais impostas pelo método.

ZAIAT & FORESTI (1997) estimaram os parâmetros cinéticos aparentes para consumo de DQO e para consumo de Ácidos Voláteis Totais (AVT) no Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF), com células imobilizadas em espuma de poliuretano, com temperatura controlada a 30°C. Os parâmetros cinéticos aparentes obtidos para consumo de substrato, em termos de DQO e para consumo de AVT, foram praticamente iguais.

ZAIAT et al. (1997) desenvolveram um método para estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos da expressão de Monod, $r_{\max}$ e K_S e, para avaliação dos coeficientes de transferência de massa na fase líquida, utilizando reator diferencial, com volume de 10mL, temperatura a 30°C, com substrato sintético à base de glicose, e lodo anaeróbio imobilizado em espuma de poliuretano. A resistência à transferência de massa decresceu à medida que a velocidade superficial do líquido foi aumentada, resultado atribuído ao decréscimo da camada de líquido estagnada ao redor das biopartículas. Por meio dos perfis temporais, para cada velocidade superficial do líquido aplicada ao reator diferencial, foram estimados os parâmetros cinéticos aparentes e, aplicando-se um método de extrapolação gráfica, foram determinados os parâmetros cinéticos intrínsecos.

MORAES & PAULA JUNIOR (2000) avaliaram a biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias de bovinocultura e suinocultura, em reatores em batelada, com lodos granulados de três procedências. Os seguintes ensaios foram realizados: (1) Efluente de Bovinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado, (2) Efluente de Suinocultura

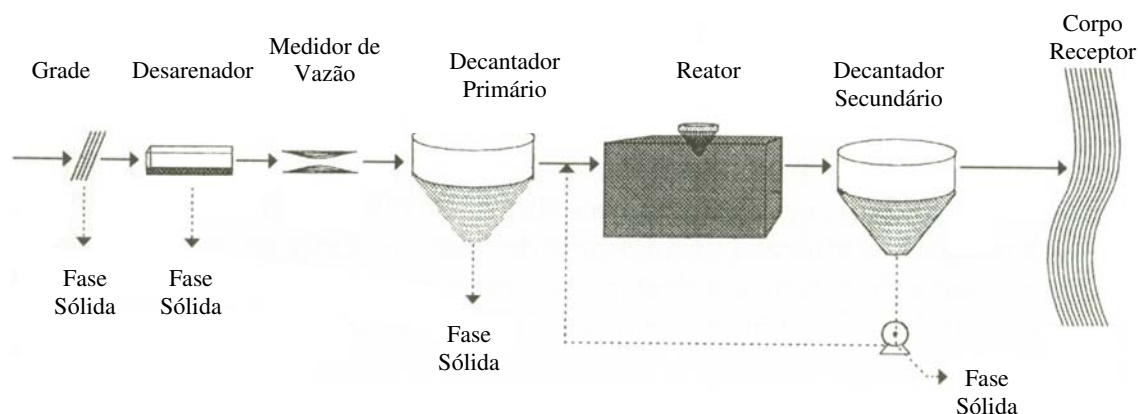
e Lodo de Abatedouro de Aves Não Adaptado, (3) Efluente de Bovinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado, (4) Efluente de Suinocultura e Lodo de Abatedouro de Aves Adaptado, (5) Efluente de Bovinocultura e Lodo de Bovinocultura e (6) Efluente de Suinocultura e Lodo de Suinocultura. Por meio de uma metodologia simplificada foi possível avaliar a biodegradabilidade anaeróbia por meio de ensaios realizados em “Shaker”, em temperatura de 35°C, sob agitação a 150rpm, por 5 minutos a cada 1 hora. Foram testados modelos cinéticos do tipo Monod, Ordem Zero, Primeira e Segunda Ordem e verificou-se que o modelo de Primeira Ordem foi o que melhor se ajustou para os seis ensaios realizados. A constante de velocidade de Primeira Ordem (k_1) foi estimada para os ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6, resultando $2,51 \times 10^{-2}$, $2,49 \times 10^{-2}$, $1,90 \times 10^{-2}$, $3,09 \times 10^{-2}$, $2,54 \times 10^{-2}$, $4,09 \times 10^{-2} \cdot h^{-1}$, respectivamente.

O conhecimento da cinética dos processos de conversão biológica é importante para o projeto de reatores anaeróbios e também para a previsão da qualidade do efluente final. Segundo CHERNICHARO (1997), se por um lado existe uma grande dificuldade em descrever-se matematicamente a cinética de conversão, devido à complexidade dos substratos e ao envolvimento de diversas populações bacterianas, por outro lado, modelos matemáticos complexos não são desejáveis, especialmente se eles não conseguem descrever, com propriedade, as reações envolvidas no processo.

3.6 Digestão Anaeróbia de Lodos

Os sistemas convencionais de tratamento do esgoto que utilizam processos biológicos como "lodos ativados" ou outros sistemas de "alta taxa" (filtros biológicos, valos de oxidação, etc.) possuem, normalmente, outras unidades biológicas que auxiliam no tratamento do esgoto. Dentre essas unidades destacam-se os decantadores primários e secundários que geram quantidades apreciáveis de lodo, subprodutos que necessitam ser tratados e dispostos adequadamente. Para esses sistemas, o lodo é geralmente tratado em reatores anaeróbios de câmara única que, com altos tempos de detenção hidráulica, promovem a estabilização e redução da matéria orgânica. Usualmente, essas unidades são as maiores de toda a estação de tratamento, aumentando sobremaneira os custos de implantação e operação das estações de tratamento de esgotos. A **Figura 5** mostra um

esquema ilustrativo de um sistema de lodos ativados convencional indicando os pontos de geração da fase sólida (sólidos grosseiros, areia e lodos primários e secundários).



Fonte: Von Sperling (1995).

Figura 5. Fluxograma típico de um sistema de lodos ativados convencional.

Nas estações de tratamento de esgoto convencionais, a digestão anaeróbia é geralmente precedida pela fase de adensamento e antecede a fase de desidratação, propiciando os seguintes efeitos: redução substancial dos sólidos voláteis, redução significativa do número de organismos patogênicos; estabilização total ou parcial das substâncias instáveis, isto é, matérias orgânicas presentes no lodo; e redução do volume de lodo por intermédio dos fenômenos de liquefação, gaseificação e adensamento (TSUTIYA et al., 2001).

Segundo TSUTIYA et al. (2001), a digestão anaeróbia pode promover redução da concentração de sólidos voláteis na faixa de 35% a 60%, dependendo da natureza do lodo de esgoto e das condições de operação do sistema. Para atender às condições de redução da atração de vetores, é necessária redução superior a 38% da concentração de sólidos voláteis por intermédio da digestão anaeróbia.

IMHOFF (1986) relaciona a quantidade de sólidos, o teor de sólidos e de água e a quantidade de lodo produzido em diversos tipos de tratamento. A relação das quantidades de lodo para diferentes unidades e processos está apresentada na **Tabela 12**.

Tabela 12. Relação das quantidades de lodo para diferentes unidades e processos em ETEs.

Unidades e Processos	Quantidade de sólidos (g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Teor de sólidos = <i>a</i> (%)	Teor de água = <i>b</i> (%)	Quantidade de lodo = $\frac{100a}{1000b}$ (L. hab ⁻¹ .dia ⁻¹)
A. Decantador com digestor				
1. Lodo fresco, retirado sob água de decantadores cônicos	45	2,5	97,5	1,8
2. Como acima, adensado	45	5,0	95,0	0,90
3. Lodo digerido, adensado	30	10,0	90,0	0,30
4. Lodo digerido, desidratado artificialmente	30	30,0	70,0	0,10
5. Idem, seco ao ar	30	45,0	55,0	0,13
B. Filtro biológico, com digestor				
6. Lodo do decantador secundário	25	4,0	96,0	0,63
7. Lodo bruto, mistura do lodo primário com o secundário	70	4,7	95,0	1,50
8. Lodo digerido, homogeneizado e úmido	45	3,0	97,0	1,50
9. Lodo digerido, desidratado artificialmente	45	28,0	72,0	0,16
10. Idem, seco ao ar	45	45,0	55,0	0,19
C. Lodos ativados com digestor ou estabilização aeróbia do lodo				
11. Excesso de lodo ativado, bruto, recalado	35	0,7	99,3	5,0
12. Mistura de lodo primário e excesso de lodo ativado, bruto, adensado	80	4,0	96,0	2,00
13. Lodo misto digerido, úmido	50	2,5	97,5	2,00
14. Lodo misto digerido, desidratado artificialmente	50	22,0	78,0	0,23
15. Lodo misto estabilizado aerobicamente, adensado	50	2,5	7,5	2,00
16. Idem, desidratado artificialmente	50	20,0	80,0	0,25
17. Idem, seco ao ar	50	45,0	55,0	0,21
D. Precipitação química e floculação				
18. Pré-precipitação, lodo primário bruto, adensado	65	4,0	96,0	1,60
19. Lodo da pré-precipitação digerido, adensado	45	5,0	95,0	0,90
20. Precipitação simultânea (lodos ativados), lodo primário e secundário, bruto, adensado	90	4,0	96,0	2,25
21. Precipitação simultânea, lodo misto digerido e adensado	60	3,0	97,0	2,00
22. Pós-precipitação, lodo bruto da fase terciária, adensado	15	1,5	98,5	1,00

Fonte: IMHOFF (1986).

Segundo CHERNICHARO (1997), a estabilização de lodos primários e secundários oriundos do tratamento de esgotos é normalmente realizada por digestores anaeróbios convencionais. Esses digestores são, usualmente, constituídos por tanques circulares cobertos, em concreto armado, com diâmetros variando de 6 a 38 metros e profundidades entre 7 e 14 metros. As paredes de fundo são geralmente inclinadas numa relação vertical/horizontal de 1 para 4, de forma a favorecer a sedimentação e a retirada dos

sólidos mais concentrados. A cobertura do reator pode ser tanto fixa quanto flutuante (móvel).

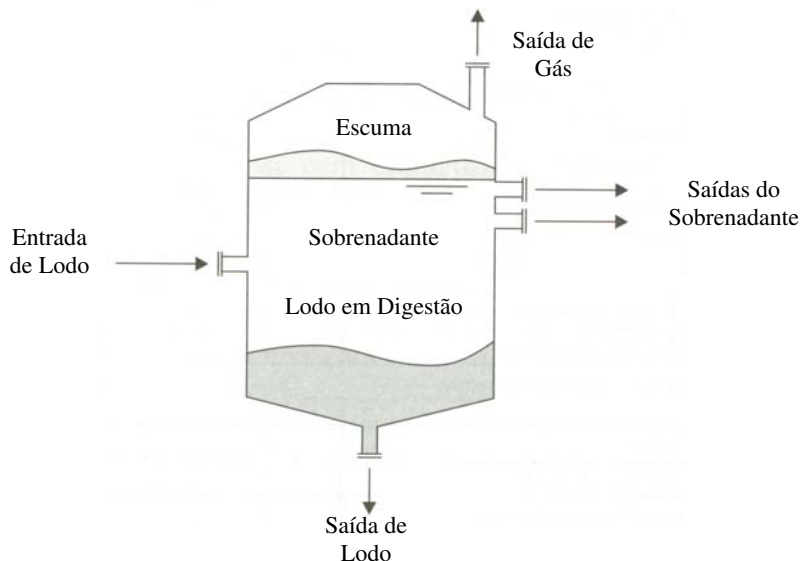
Como os digestores anaeróbios convencionais destinam-se preferencialmente à estabilização de resíduos com elevada concentração de material particulado, a hidrólise desses sólidos pode se tornar à etapa limitante de todo o processo de digestão anaeróbia. Por sua vez, a taxa de hidrólise é afetada por diversos fatores, podendo-se destacar: temperatura, tempo de residência, composição do substrato e tamanho das partículas.

Visando a otimizar a hidrólise do material particulado, os digestores anaeróbios convencionais são normalmente aquecidos, sendo usuais temperaturas de operação na faixa de 25 a 35°C. A fase de hidrólise processa-se muito lentamente quando os digestores são operados a temperaturas inferiores a 20°C.

Como os digestores anaeróbios convencionais não dispõem de meios específicos para a retenção de biomassa no sistema, o tempo de detenção hidráulica deve ser suficiente para garantir a permanência e a multiplicação dos microrganismos no sistema, propiciando que todas as fases da digestão anaeróbia se processem adequadamente.

3.6.1 Digestor anaeróbio de baixa carga

O digestor anaeróbio de baixa carga, ilustrado na **Figura 6**, não dispõe de dispositivos de mistura, sendo usualmente constituído de um único tanque onde ocorrem simultaneamente à digestão, o adensamento do lodo e a formação de sobrenadante. Do ponto de vista operacional, o lodo bruto é adicionado à parte do digestor em que o lodo está sendo ativamente digerido e o biogás está sendo liberado. Com o movimento ascendente do biogás, partícula de lodo e de outros materiais flutuantes é levada para a superfície; vindo a constituir uma camada de espuma. Como resultado da digestão, ocorre a estratificação do lodo abaixo da camada de espuma, configurando-se quatro zonas distintas dentro do reator: zona de espuma, zona de sobrenadante, zona de digestão ativa e zona de lodo estabilizado.



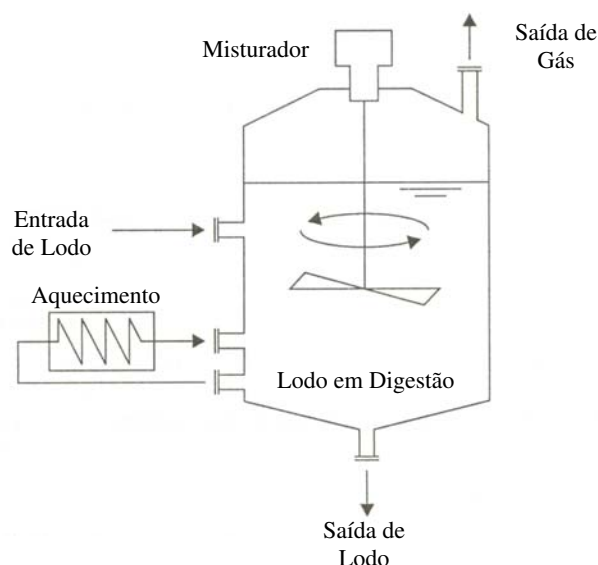
Fonte: CHERNICHARO (1997).

Figura 6. Esquema de um digestor anaeróbio de baixa carga.

O sobrenadante e o lodo estabilizado são removidos periodicamente do digestor. A estratificação do lodo e a ausência de mistura fazem com que não mais que 50% do volume do digestor seja efetivamente utilizado no processo de digestão, implicando, portanto, a necessidade de reatores de grandes volumes para conseguir boa estabilização do lodo. Diante dessas limitações, os digestores de baixa carga são utilizados principalmente em pequenas estações de tratamento.

3.6.2 Digestor anaeróbio de um estágio e alta carga

O digestor anaeróbio de um estágio e alta carga, ilustrado na **Figura 7**, incorpora mecanismos suplementares de aquecimento e mistura, além de ser operado com taxas de alimentação uniformes e com adensamento prévio do lodo bruto, de forma a garantir condições mais uniformes em todo o digestor. Como resultado, o volume do tanque pode ser reduzido e a estabilidade do processo é melhorada.



Fonte: CHERNICHARO (1997).

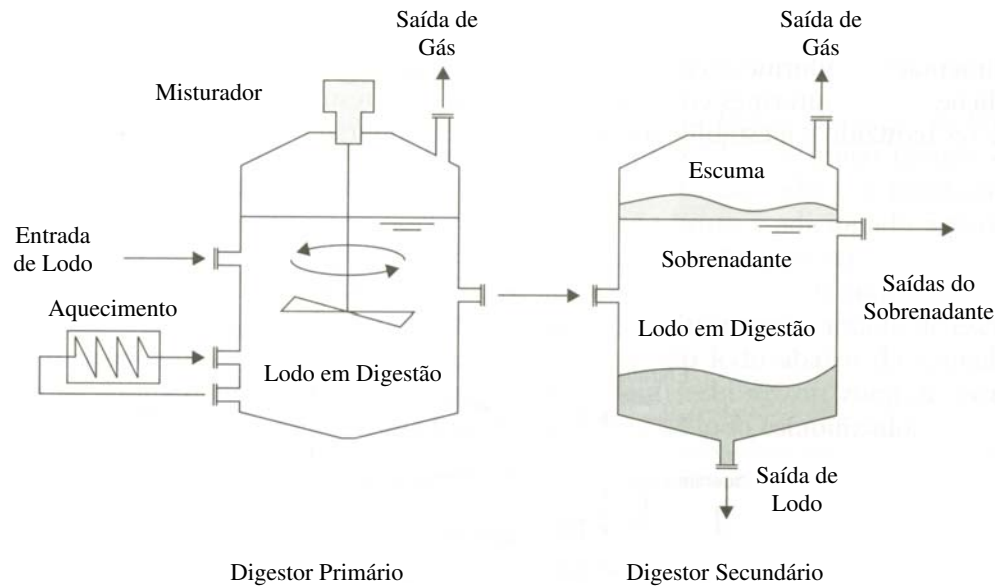
Figura 7. Esquema de um digestor anaeróbio de um estágio e alta carga.

Para conseguir a mistura do lodo no interior do digestor podem ser utilizadas diferentes técnicas, como recirculação de gás, recirculação de lodo ou misturadores mecânicos de diversas configurações.

A prática comum de alimentação do digestor é a da adição de pequenas quantidades de lodo em intervalos de tempo regulares, por exemplo, a cada 1 ou 2 horas, configurando-se duas formas usuais de alimentação: alimentação e mistura do digestor por um curto período, antes da retirada de lodo digerido; e retirada de lodo digerido, antes da alimentação de lodo bruto.

3.6.3 Digestor anaeróbio de dois estágios e alta carga

O digestor anaeróbio de dois estágios consiste basicamente na incorporação de um segundo tanque de digestão, operando em série com um digestor primário de alta carga, conforme ilustrado na **Figura 8**. Nessa configuração, o primeiro tanque é utilizado para a digestão do lodo propriamente dita, sendo, portanto equipado com dispositivos de aquecimento e de mistura. O segundo tanque é utilizado para estocagem e concentração do lodo digerido, levando à formação de um sobrenadante bem mais clarificado.



Fonte: CHERNICHARO (1997).

Figura 8. Esquema de um digestor anaeróbico de dois estágios e alta carga.

Em algumas situações, os dois tanques são projetados de forma idêntica, de tal modo que qualquer um dos dois pode ser utilizado como digestor primário. Em outras situações, o digestor secundário pode ser um tanque aberto, um tanque sem aquecimento ou até mesmo uma lagoa de lodo. (METCALF & EDDY, 1991).

Alguns critérios de projeto para digestores anaeróbios de lodo de baixa e alta carga, reunidos por CHERNICHARO (1997), estão apresentados na **Tabela 13**.

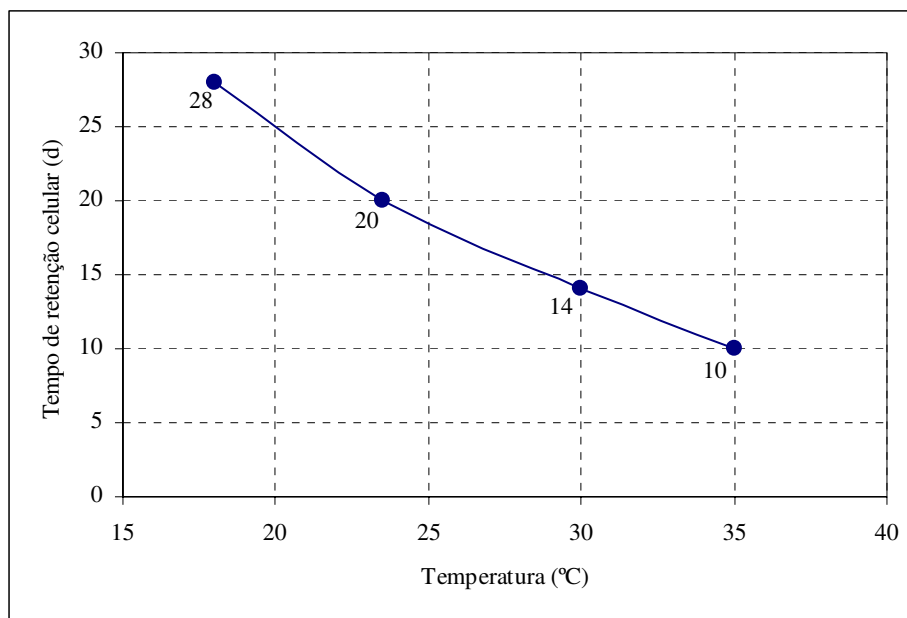
Tabela 13. Critérios tópicos de projeto para digestores de baixa e alta carga.

Parâmetro	Baixa carga	Alta carga*
Critério volumétrico (L.hab ⁻¹)		
Lodo primário	57-85	37-57
Lodo primário + lodo ativado	113-170	74-113
Carga de sólidos (kg.SSV.m ⁻³ .d ⁻¹)	0,6-1,6	1,6-3,2
Tempo de retenção celular - Φ_c (d)	30-60	15-20

* Para digestores operando na faixa mesofílica de temperatura.

Fonte: Adaptada de METCALF & EDDY (1991).

Os tempos de retenção celular recomendados para o projeto de digestores de mistura completa são ilustrados na **Figura 9**, podendo-se observar a grande dependência destes em relação à temperatura de operação do digestor. No dimensionamento do reator, o tempo de detenção hidráulica é equivalente ao tempo de residência celular, uma vez que o sistema não dispõe de mecanismos de retenção de sólidos.



Fonte :CHENICHARO (1997).

Figura 9. Recomendações de projeto para digestores anaeróbios de mistura completa.

3.7 Microbiologia em Reatores Anaeróbios

A microbiologia é, sem dúvida, uma ferramenta muito importante para o saneamento ambiental, uma vez que a utilização de microrganismos na preservação e recuperação dos ecossistemas, que arcam com as consequências da atividade humana desordenada, constitui um instrumento de inestimável valor.

Segundo VAZOLLER (2000), a composição da água residuária pode selecionar os grupos microbianos nos processos de tratamento. Nos reatores anaeróbios são selecionados microrganismos capazes de crescer por meio do metabolismo fermentativo ou pela respiração anaeróbia, que atuam conjuntamente, formando uma cadeia alimentar com interações nutricionais facultativas e obrigatórias.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De forma a permitir uma discussão mais objetiva, apenas os resultados obtidos nos ensaios realizados nas **Baterias 8, 9, 10, 11, 12 e 13** (terceira etapa), são apresentados a seguir. Também apenas as Tabelas e Figuras essenciais para ilustrar as principais discussões do desenvolvimento da metodologia proposta foram incluídas diretamente neste capítulo.

Buscando facilitar a discussão dos resultados de produção de CH₄ e CO₂ obtidos nas **Baterias 8, 9 e 10** (terceira etapa) estes são apresentados de forma resumida no item 5.1.4, onde são discutidos. Da mesma maneira, os resultados de produção de CH₄ e CO₂ obtidos nas **Baterias 11, 12 e 13** (terceira etapa) são apresentados de forma resumida no item 5.2.4, onde também são discutidos.

As observações microscópicas e a identificação das morfologias dos microrganismos presentes nos lodos estudados são apresentadas e discutidas no item 5.3.

Os demais resultados, **Baterias 1, 2, 3 e 4** (primeira etapa) e **Baterias 5, 6 e 7**, estão apresentados nos Apêndices I e II, respectivamente.

5.1 Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia das Baterias 8, 9 e 10

De forma a permitir uma discussão mais objetiva dos resultados da produção de CH₄ e CO₂ e da avaliação da biodegradabilidade intrínseca, a apresentação e discussão destes resultados é efetuada no item 5.1.4.

5.1.1 Bateria 8 – Terceira Etapa

As **Tabelas 16 e 17** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as respectivas concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂, obtidos por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 30 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂ é ilustrada na **Figura 19**.

Devido às inúmeras pesquisas realizadas nos últimos anos, a seleção de microrganismos especializados na degradação de compostos, como os halogenados, e na remoção de nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio, já é possível (VAZOLLER, 2000).

Nos processos anaeróbios, a degradação da matéria orgânica envolve a atuação de microrganismos procarióticos anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies pertencem ao grupo de bactérias hidrolíticas-fermentativas, acetogênicas produtoras de hidrogênio e arqueas metanogênicas. A **Tabela 14** mostra alguns exemplos de bactérias que participam do processo de digestão anaeróbia (ZEHNDER, 1988).

Tabela 14. Espécies microbianas que participam do Processo Anaeróbio.

Etapas da digestão anaeróbia	Espécies microbianas
Hidrólise e Acidogênese	Clostridium sp, Acetivibrio cellulolyticus, Bacteroides succinogenes, Butyrivibrio fibrillosus, Eubacterium cellulosolvens, Bacillus sp, Selenomonas sp, Megaphaera sp, Lachnospira multiparus, Peptococcus anaerobius, Bifidobacterium sp, Staphylococcus sp
Acetogênese	Syntrophomonas wolfei, S. wolfei, Syntrophus buswellii, Clostridium bryantii, Acetobacterium woodii, Desulfovibrio sp, Desulfotomaculum sp
Metanogênese Acetoclástica	Methanosarcina sp e Methanotrix sp
Metanogênese Hidrogenotrófica	Methanobacterium sp, Methanobrevibacter sp, Methanospirillum sp

Fonte: ZEHNDER, 1988.

Os organismos responsáveis pela digestão anaeróbia apresentam um elevado grau de especialização metabólica. A eficiência do processo depende, portanto, das interações positivas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades degradativas.

Em estudos realizados por MORAES (2000) com o objetivo de caracterizar a biomassa granulada presente em ensaios que avaliavam a biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias oriundas de atividades zootécnicas, distintas morfologias bacterianas foram observadas durante a análise microscópica dos grânulos de lodo, dentre as quais destacaram-se os cocos, bacilos e espirilos, além de protozoários e algas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Objeto de Estudo

O projeto intitulado Estabilização de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos utilizando Reatores Anaeróbios Sequenciais (RAS), parte integrante do Projeto Nacional de Saneamento Básico (PROSAB), em seu terceiro Edital, Tema 4, e realizado pela Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP, propôs a implantação e avaliação de um sistema constituído de reatores anaeróbios sequenciais (RAS) para a estabilização de lodos originários de decantadores primários e secundários de uma estação de tratamento de esgotos convencional (filtros biológicos).

Os principais objetivos do projeto consistiram em realizar estudo comparativo da estabilização de lodos utilizando reatores anaeróbios sequenciais e digestor anaeróbio convencional de câmara única, determinar parâmetros de projeto e otimizar procedimentos operacionais dos sistemas propostos.

O experimento foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Carioba, da cidade de Americana, São Paulo, durante o período de janeiro de 2001 a dezembro de 2002. A ETE Carioba, possui um sistema convencional de tratamento de esgotos, composto pelas seguintes unidades: grade, caixa de areia, 2 decantadores primários, 2 filtros biológicos, 2 decantadores secundários, digestor anaeróbio de lodo, leitos de secagem e centrífuga para desidratação do lodo; operando com uma vazão média de 380L.s^{-1} (60% de sua capacidade), atendendo um equivalente populacional de aproximadamente 164.000 habitantes.

A instalação piloto de tratamento, ilustrada nas **Figuras 10 e 11**, era constituída por uma caixa de equalização, com volume de 2.500 L, que alimentava 3 sistemas de reatores anaeróbios. O primeiro sistema (A), era constituído de cinco reatores anaeróbios sequenciais (RAS) com volumes de 1.000L cada um, com recirculação do sobrenadante do quinto para o primeiro reator. O segundo sistema (B) também era um sistema RAS, com configuração semelhante à do sistema A, diferenciando-se do anterior por possuir um mecanismo de mistura promovido por misturadores lentos instalados em cada um dos reatores. Finalmente, o terceiro sistema (C), era constituído por um reator anaeróbio de câmara única, com capacidade de 5.000 L, dotado também de um misturador mecânico para

homogenizar o seu conteúdo. Em todos os reatores dos três sistemas, o fluxo era ascendente.



Figura 10. Vista geral das Instalações Experimentais: Caixa de Equalização (1), Sistema A (2), Sistema B (3) e Sistema C (4).

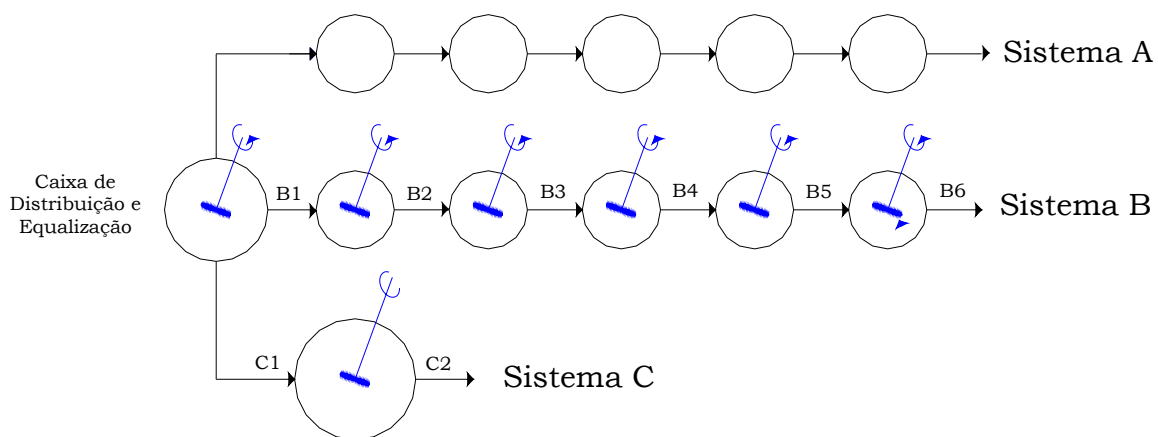


Figura 11. Esquema das Instalações Piloto e respectivos pontos de coleta (B1, B2, B3, B4, B5, B6, C1 e C2).

A avaliação dos três sistemas propostos neste estudo foi realizada por meio de parâmetros analisados nas amostras coletadas nos pontos de coleta indicados na **Figura 11**. As determinações de Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Fixos (SF), pH, DQO Total e DQO Solúvel foram realizadas de acordo com o Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA, 1995). A análise de Ácidos Voláteis (AV) foi efetuada utilizando metodologia proposta por DILLALO & ALBERTSON (1961), enquanto as de Alcalinidade Total (AT) e Alcalinidade Parcial (AP) foram efetuadas utilizando metodologia proposta por RIPLEY et al. (1986).

Os sistemas foram operados por cerca de 450 dias compreendendo etapas de partida, de transição, de adaptação e principalmente fases de estabilização com TDH de 30, 20 e 10 dias. O monitoramento dos sistemas foi realizado por meio das coletas de amostras e análises de laboratório realizado semanalmente durante todo o período de operação. O controle das vazões dos sistemas A, B e C, e atividades de manutenção rotineira foram realizadas diariamente por um operador das instalações.

Na **Tabela 15** é apresentado um resumo dos principais resultados obtidos nos experimentos conduzidos pela UNICAMP.

Tabela 15. Valores médios dos principais parâmetros avaliados, durante a operação dos Sistemas A, B e C para TDH de 30, 20 e 10 dias.

TDH (dias)	Pontos de amostragem	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Remoção de ST (%)	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	Remoção de SV (%)	pH	Ácidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade Parcial (mg.L ⁻¹)
30	A1	49500	96	22280	96	7,2	310	610	422
	A6	1835		910		8,0	521	2128	1275
	B1	52710	66	23995	50	7,0	321	619	401
	B6	18165		11920		7,5	1286	1363	640
	C1	45310	32	19680	27	7,1	304	662	448
	C2	31025		14430		7,6	836	1828	16661
20	A1	39350	97	20195	98	7,0	150	553	602
	A6	1250		340		7,5	107	1106	987
	B1	39405	41	20480	35	6,9	164	549	341
	B6	23360		13250		7,8	248	1332	957
	C1	45510	33	22360	30	7,2	231	919	341
	C2	30675		15565		8,0	627	1522	808
10	A1	40355	80	23650	80	6,5	648	437	103
	A6	8215		4635		7,6	224	1663	1221
	B1	43595	28	23355	31	6,5	643	430	100
	B6	31225		16150		7,7	152	1506	1085
	C1	44080	35	24025	34	6,6	653	734	206
	C2	28698		15975		8,0	620	1383	869

No Sistema A, durante os TDHs de 30 e 20 dias, a remoção de ST e SV manteve-se na faixa de 95%. Já durante o TDH de 10 dias houve uma queda na eficiência de remoção que se manteve na ordem de 80%, conforme pode ser observado na **Tabela 15**. Esse comportamento mostra que o desempenho do sistema foi comprometido com a redução do TDH para 10 dias, uma vez que houve um aumento na concentração de ácidos voláteis no efluente.

Conforme pode ser observado na **Tabela 15**, o Sistema B apresentou remoções de ST de 66, 41 e 28% para os TDHs de 30, 20 e 10 dias respectivamente, enquanto o Sistema C apresentou remoções de ST de 32, 33 e 35% para os TDHs de 30, 20 e 10 dias respectivamente.

Pode-se verificar que, tanto no TDH de 30, como no de 20 dias, o Sistema B apresentou eficiência de remoção de ST superior ao Sistema C, e que no TDH de 10 dias essas eficiências se aproximaram, mantendo-se em torno de 30%.

A hipótese formulada pelo projeto da UNICAMP, de que a configuração proposta para os reatores anaeróbios sequenciais poderia aumentar a eficiência do sistema e também a sua estabilidade, foi confirmada apenas em parte pela pesquisa, pois o estudo comparativo entre os Sistemas B e C (Sistema RAS com Mistura Mecânica e Digestor Convencional de Câmara Única com Mistura mecânica) mostrou que, para os TDHs de 30 e 20 dias o Sistema B (RAS) apresentou eficiência de remoção de ST e SV superior ao Sistema C (convencional). No entanto, com relação à estabilidade dos Sistemas, verificou-se exatamente o inverso da hipótese estabelecida, pois o Sistema C (convencional) apresentou grande estabilidade durante toda a operação, mesmo com as reduções dos TDHs de 30 para 20 e para 10 dias, mantendo sempre as remoções de ST e SV praticamente da ordem de 30 a 35% (apresentando até uma melhora ao desempenho do início ao final da operação).

Por outro lado, o Sistema B (RAS com mistura) apresentou sempre reduções de eficiência acompanhando as reduções de TDH, necessitando também períodos mais longos para a adaptação do sistema à nova situação.

O Sistema A (RAS com recirculação) também apresentou comportamento similar ao Sistema B, principalmente na redução do TDH de 20 dias para 10 dias, situação que provavelmente levou os Sistema de Reatores Anaeróbios Sequenciais (RAS) A e B ao limite.

Foi possível concluir desse estudo que para os TDHs mais altos (30 e 20 dias) o Sistema RAS (B) apresenta melhor desempenho que o Digestor Convencional (C), porém o Sistema RAS mostrou-se menos estável que o Digestor Convencional (C), principalmente para TDHs menores.

O Sistema A constituído de Reatores Anaeróbios Sequenciais com recirculação (sem mistura mecânica) foi o Sistema que apresentou o melhor desempenho na remoção de ST e SV. Evidentemente que a acumulação de sólidos nos reatores precisa ser considerada e impede uma comparação conclusiva com os Sistemas B e C. No entanto a operação do Sistema A, com os cinco Reatores Anaeróbios Sequenciais, por cerca de 450 dias, sem que houvesse necessidade de descarte, indica que esta alternativa é plenamente viável e bastante econômica, necessitando apenas de descartes periódicos de lodo (provavelmente já bastante estabilizado), após tempos relativamente longos, aspecto operacional, perfeitamente possível de ser incorporado à utilização desta tecnologia.

Como durante a operação com TDH de 10 dias, o desempenho dos Sistemas RAS (A e B) diminuiu significativamente, e também houve uma queda na estabilidade com os Sistemas chegando, praticamente à sua condição limite, pode-se utilizar, como parâmetro de projeto TDH na faixa de 20 a 30 dias, baseado nos estudos realizados.

4.2 Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia por meio do Monitoramento do Biogás gerado durante Testes Simplificados de Bancada

De forma a permitir avaliações e interpretações mais apuradas sobre o processo anaeróbio que ocorreu nos vários reatores anaeróbios que compuseram os sistemas estudados no âmbito do Projeto da UNICAMP no PROSAB, descritos no item anterior, propôs-se, o desenvolvimento de metodologia para a realização de testes de biodegradabilidade e observações microscópicas dos lodos coletados, descritos a seguir.

4.2.1 Aparato Experimental

Os ensaios de avaliação da biodegradabilidade anaeróbia foram realizados em mesa rotativa incubadora, “Shaker” da marca Marconi, modelo MA-420, apresentado na **Figura 12**. A **Figura 13** mostra detalhes da montagem dos ensaios na Incubadora Orbital.



Figura 12. “Shaker” Marconi, modelo MA-420.

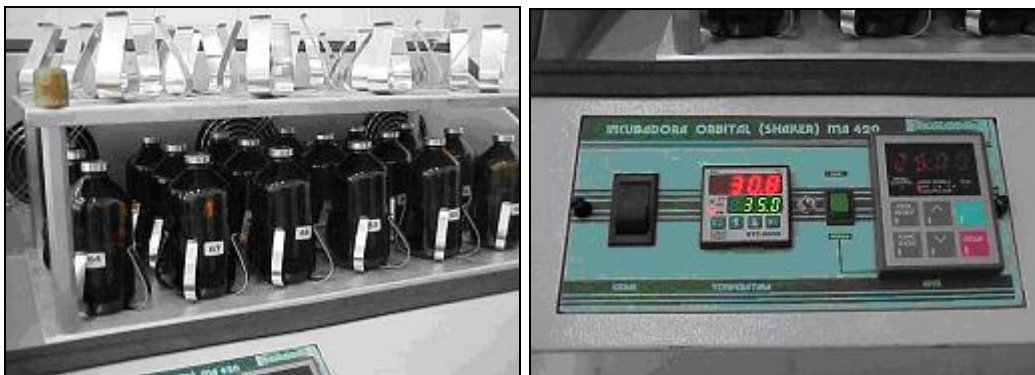


Figura 13. Detalhes dos frascos utilizados na montagem dos ensaios e dos mecanismos de controle de agitação e temperatura.

Utilizou-se o medidor de pressão “T&S”, modelo 501 no monitoramento da pressão interna dos frascos, gerada pelo biogás, conforme ilustrado na **Figura 14**.



Figura 14. Medidor de pressão T&S, modelo 501. .

A seringa de coleta e transferência do biogás para a análise cromatográfica está mostrada na **Figura 15**.



Figura 15. Seringa de coleta e transferência de biogás.

O cromatógrafo gasoso marca CONSTRUMAQ utilizado, e o sistema de aquisição de dados, utilizados para a determinação de CH_4 e CO_2 estão ilustrados na **Figura 16**. A **Figura 17** apresenta o microscópio óptico LEICA acoplado ao sistema informatizado utilizado para as observações microscópicas realizadas nas amostras de lodo.

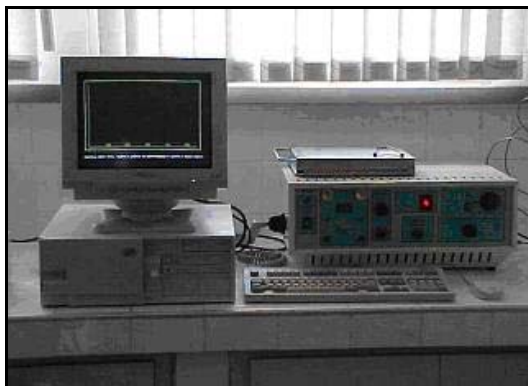


Figura 16. Cromatógrafo gasoso CONSTRUMAQ e sistema de aquisição de dados.



Figura 17. Microscópio LEICA e sistema de aquisição de imagens.

Além dos instrumentos e equipamentos relacionados, também foram utilizados:

- Solução tampão de nutrientes: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (1,36 g/L), NH_4Cl (7,36g/L), KH_2PO_4 (1,36 g/L).
- Solução traços de metais – micronutrientes: $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (2000 mg/L), ZnCl_2 (50 mg/L), $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (500 mg/L), $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (30 mg/L), $(\text{NH}_4)_2\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (50 mg/L), AlCl_3 (50 mg/L), $\text{CoCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (2000 mg/L), H_3PO_3 (solução saturada) 1 mL/L, HCl (concentrado) 1 mL/L.

- Substratos/Inóculos: amostras de lodo provenientes dos sistemas estudados pela UNICAMP no PROSAB.

Em cada um dos pontos de amostragem dos sistemas avaliados (B e C) no projeto “Estabilização de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos utilizando Reatores Anaeróbios Sequenciais (RAS)”, foram coletadas amostras dos lodos que constituíram os substratos estudados, as quais foram mantidas sob refrigeração a -4°C no Laboratório de Saneamento – FEAGRI/UNICAMP, e foram caracterizadas por meio dos seguintes parâmetros: pH, DQO e Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis.

4.2.2 Metodologias Empregadas

A metodologia proposta para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos dos sistemas estudados (RAS) foi desenvolvida em três etapas principais, as quais envolveram a realização de testes de bancada por meio da montagem e do monitoramento de “**Baterias**” contendo 30 ensaios cada uma (número correspondente à quantidade de suportes para recipientes, da mesa agitadora climatizada).

A primeira etapa, apresentada no Apêndice I, foi desenvolvida no período de 10/03/03 a 22/04/03, consistiu na realização de ensaios preliminares distribuídos nas **Baterias 1, 2, 3 e 4** e teve como principais objetivos: verificar as tendências das curvas acumuladas de CH₄ para cada ensaio; avaliar a adequação da duração aproximada dos testes e da periodicidade do monitoramento (medidas de pressão e análises cromatográficas de CH₄); e avaliar as condições operacionais dos ensaios (volume de amostras e de “headspace” nos frascos, etc...).

Utilizando as informações e resultados obtidos na primeira etapa (**Baterias 1, 2, 3 e 4**) a segunda etapa, apresentada no Apêndice II, foi desenvolvida no período de 01/05/03 a 30/06/03, envolvendo a realização de testes distribuídos nas **Baterias 5, 6 e 7** visando à obtenção de dados que permitissem a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia dos lodos dos sistemas estudados pela UNICAMP no PROSAB.

Finalmente, a partir das informações e dos resultados obtidos nas duas primeiras etapas (**Baterias 1 a 7**) a terceira etapa foi desenvolvida, no período de 01/05/04 a 30/06/04, envolvendo a realização de testes distribuídos nas **Baterias 8, 9, 10, 11, 12 e 13**, visando o

aprimoramento da metodologia para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto.

4.2.2.1 Baterias 8, 9, 10, 11, 12 e 13 – Terceira Etapa

Baseado nos resultados obtidos nas **Baterias 5, 6 e 7** (Apêndice II) decidiu-se estruturar-se nas baterias subsequentes ensaios com apenas 1 frasco (reator) de 280mL de volume total, preenchidos somente com proporções de substrato (amostras dos pontos avaliados) e água, de forma a manter uma concentração final de SV em torno de 10mg.L^{-1} , uma vez que, pelo monitoramento diário da pressão interna de cada um dos frascos das baterias anteriores, identificou-se que a eficiência na reprodutibilidade dos testes foi baixa.

Nos frascos com lodo foram também adicionadas: (a) solução de nutrientes/tampão (10 mL.L^{-1}), (b) solução de traços de metais – micronutrientes (1 mL.L^{-1}). Borbulhou-se N_2 puro no meio durante 5 minutos, com o intuito de expulsar os gases contidos no “headspace”. Os frascos foram vedados com tampa de borracha, lacrados e levados à incubadora nas condições de agitação de 150rpm e temperatura de 35°C . A cada 2 dias foram realizadas determinações das medidas da pressão interna dos frascos seguidas da purga do biogás. Após esse procedimento efetuava-se a coleta de uma amostra do biogás produzido no frasco para análise cromatográfica das concentrações molares de CH_4 e CO_2 no interior do frasco, visando avaliar a taxa específica de produção desses gases. Com o intuito de expulsar os gases contidos no “headspace”, buscando eliminar a produção residual de biogás que compunha o “headspace”, borbulhou-se novamente N_2 puro no meio durante 5 minutos.

A realização desses ensaios possibilitou a obtenção de dados do perfil da concentração molar de CH_4 e CO_2 em função do tempo. A avaliação da “biodegradabilidade intrínseca” das amostras de lodo foi quantificada por meio da determinação da taxa específica máxima de produção de CH_4 (K_{CH_4}) e da taxa específica máxima de produção de CO_2 (K_{CO_2}), as quais representam os “coeficientes de biodegradabilidade intrínseca” e foram obtidos por meio da aplicação de modelos matemáticos ajustados aos perfis de concentração molar de CH_4 e CO_2 em função do tempo. A determinação do K_{CH_4} foi realizada por meio das **Equações 6 e 7**, ilustradas a seguir.

$$K_{(gCH_4 / gSV.dia)} = \frac{k_{(Mol CH_4 / L.dia)} \cdot V_{HeadSpace(L)}}{1/16_{(MolCH_4 / gCH_4)} \cdot M_{Lodo (gSV)}} \quad \text{Equação 6}$$

$$k_{(Mol CH_4 / L.dia)} = \frac{dC_{CH_4 (Mol CH_4 / L)}}{dt_{(dia)}} \quad \text{Equação 7}$$

onde, a taxa máxima de produção de CH₄ (k_{CH₄}) é obtida pela derivada da curva do perfil da concentração de metano (C_{CH₄}) em função do tempo (t).

O ajuste linear foi o que, de maneira geral, representou melhor o conjunto de dados obtidos nos ensaios e por isso foi também utilizado na determinação do K_{CO₂}, conforme ilustrado nas **Equações 8 e 9**.

$$K_{(gCO_2 / gSV.dia)} = \frac{k_{(Mol CO_2 / L.dia)} \cdot V_{HeadSpace(L)}}{1/44_{(MolCO_2 / gCH_4)} \cdot M_{Lodo (gSV)}} \quad \text{Equação 8}$$

$$k_{(Mol CO_2 / L.dia)} = \frac{dC_{CO_2 (Mol CO_2 / L)}}{dt_{(dia)}} \quad \text{Equação 9}$$

onde, a taxa máxima de produção de CO₂ (k_{CO₂}) é obtida pela derivada da curva do perfil da concentração de gás carbônico (C_{CO₂}) em função do tempo (t).

Uma vez que com a realização da purga do biogás formado tem-se o equilíbrio da pressão interna do frasco com a pressão atmosférica, ocorrendo perda de número de mols de biogás, o valor determinado pela cromatografia representa a concentração molar remanescente no frasco (C₂) e torna-se necessário, a realização de uma correção desses valores, considerando-se os valores perdidos durante a purga do biogás. Considerando-se o biogás como um gás ideal ($PV = nRT$), e admitindo a hipótese que as frações molares de CH₄ e CO₂ não se alterem no biogás, antes e depois da purga, tem-se:

$$PV = nRT \quad \text{Equação 10}$$

Como $C = \frac{n}{V}$, partindo-se da **Equação 10** tem-se:

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{RT} \quad \text{Equação 11}$$

Ou seja:

$$C = \frac{P}{RT} \quad \text{Equação 12}$$

Ou ainda:

$$RT = \frac{P}{C} \quad \text{Equação 13}$$

Como RT são constantes antes e após a purga, temos:

$$\frac{P_1}{C_1} = \frac{P_2}{C_2} \quad \text{Equação 14}$$

onde:

P_1 = pressão interna do frasco antes da purga, [mmHg];

C_1 = concentração molar do gás antes da purga, [mol.L⁻¹];

P_2 = pressão interna do frasco depois da purga, [mmHg] e,

C_2 = concentração molar do gás depois da purga, [mol.L⁻¹].

Assim:

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{P_1}{P_2} \quad \text{Equação 15}$$

Como após a purga a pressão interna do frasco é igual à pressão atmosférica, tem-se:

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{P_1}{P_{atm}} \quad \text{Equação 16}$$

A concentração molar perdida com a purga (C_p) pode ser calculada por:

$$C_p = C_1 - C_2 \quad \text{Equação 17}$$

Assim a concentração molar real (C_{real}) corrigida para cada tempo pode ser obtida pela concentração antes da purga (C_1) adicionada das perdas acumuladas (PrA) conforme mostrado nas **Equações 18 e 19**.

$$\text{Pr A} = \sum_{i=1}^n C_{1,i} \quad \text{Equação 18}$$

$$C_{\text{real}} = C_1 + \text{Pr A} \quad \text{Equação 19}$$

4.2.2.1.1 Planilha de Cálculo – Terceira Etapa

A **Figura 18** apresenta a planilha de cálculo elaborada para auxiliar na determinação da concentração real de CH_4 ou CO_2 durante a terceira etapa dos ensaios realizados.

	Tempo (dias)	C_2	P_{atm}	P_2	FMolar	P_{CH_4}	P_{absoluta}	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)		(mol/L)
Ponto								

Figura 18. Planilha de cálculo utilizada na determinação da concentração real de CH_4 ou CO_2 durante a terceira etapa dos ensaios realizados, onde:

C_2 = concentração molar do gás depois da purga, $[\text{mol.L}^{-1}]$;

P_{atm} = pressão atmosférica, [mmHg];

P_2 = pressão interna do frasco depois da purga, [mmHg];

FMolar = porcentagem de CH_4 ou CO_2 no biogás, [%];

$P_{\text{CH}_4} = P_2 \times \text{FMolar}_{\text{CH}_4}$ ou $P_{\text{CO}_2} = P_2 \times \text{FMolar}_{\text{CO}_2}$, [mmHg];

$P_{\text{absoluta}} = P_{\text{CH}_4} + P_{\text{atm}}$ ou $P_{\text{absoluta}} = P_{\text{CO}_2} + P_{\text{atm}}$, [mmHg];

C_{real} = concentração molar real do gás, $[\text{mol.L}^{-1}]$.

4.2.3 Observações Microscópicas

No final de cada um dos TDHs avaliados (30, 20 e 10 dias) amostras do afluente, efluente e pontos intermediários, de cada um dos Sistemas avaliados, foram coletadas e conservadas em geladeira sob temperatura de - 4°C.

Após a centrifugação das amostras por 5 min a 1000rpm foram montadas lâminas utilizando-se, na fixação do material gelatina incolor (10%), em substituição ao Agar (2%), normalmente utilizado.

Visando realizar a identificação morfológica dos microrganismos presentes nos lodos estudados, as amostras foram examinadas por microscopia óptica de luz comum e contraste de fase utilizando-se microscópio Leica DMLS, com software de análise de imagens, Leica Qwin, objetiva CPLAN 100x e ocular 10x, resultando um aumento de 1.000 vezes.

Tabela 16. Unidades de área de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (**Bateria 8**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	-	3611,5	925,0	3062,0	113,5	2185,0
4	-	2205,0	1580,0	3008,0	145,0	1122,0
6	-	1864,5	796,0	2593,5	224,5	1684,5
8	-	1600,0	924,5	2488,0	163,5	1725,5
10	-	1243,0	982,0	2143,0	268,0	1094,5
12	-	470,0	1375,5	3159,5	139,5	637,0
14	-	233,0	1676,0	2802,5	291,0	967,0

Tabela 17. Concentrações molares remanescentes de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (**Bateria 8**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	-	1,09x10 ⁻⁵	4,45x10 ⁻⁶	9,23x10 ⁻⁶	5,46x10 ⁻⁷	6,59x10 ⁻⁶
4	-	6,65x10 ⁻⁶	7,61x10 ⁻⁶	9,07x10 ⁻⁶	6,98x10 ⁻⁷	3,38x10 ⁻⁶
6	-	5,62x10 ⁻⁶	3,83x10 ⁻⁶	7,82x10 ⁻⁶	1,08x10 ⁻⁶	5,08x10 ⁻⁶
8	-	4,82x10 ⁻⁶	4,45x10 ⁻⁶	7,50x10 ⁻⁶	7,87x10 ⁻⁷	5,20x10 ⁻⁶
10	-	3,75x10 ⁻⁶	4,73x10 ⁻⁶	6,46x10 ⁻⁶	1,29x10 ⁻⁶	3,30x10 ⁻⁶
12	-	1,42x10 ⁻⁶	6,62x10 ⁻⁶	9,53x10 ⁻⁶	6,72x10 ⁻⁷	1,92x10 ⁻⁶
14	-	7,02x10 ⁻⁷	8,07x10 ⁻⁶	8,45x10 ⁻⁶	1,40x10 ⁻⁶	2,92x10 ⁻⁶

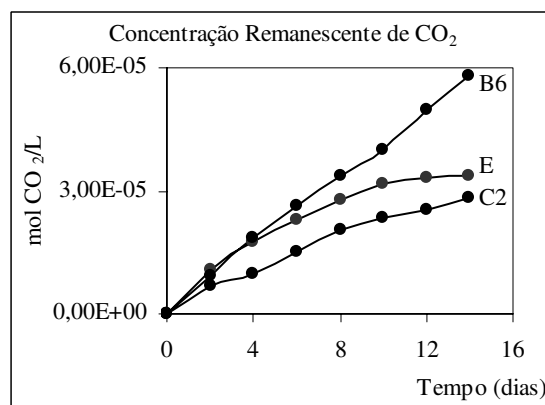
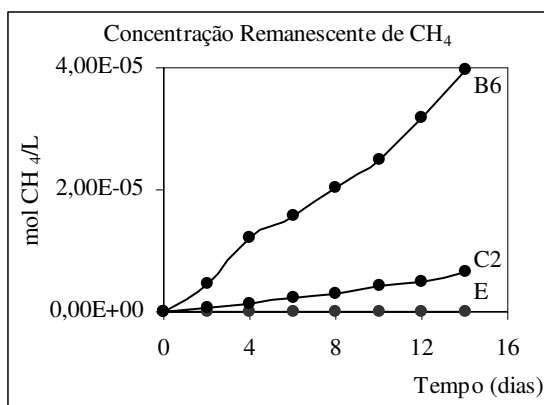


Figura 19. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (**Bateria 8**).

5.1.1.1 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}).

A **Tabela 18** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura 20**.

Tabela 18. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH₄ (**Bateria 8**).

	Tempo (dias)	C _{remanescente}	P _{atm}	PF _{relativa}	FMolar	P _{CH4}	PF _{absoluta}	C _{real}
		(mmol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)	(mmHg)	(mmol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	708,8	52	-	-	-	-
	4	-	711,1	41	-	-	-	-
	6	-	705,8	38	-	-	-	-
	8	-	705,8	30	-	-	-	-
	10	-	704,3	27	-	-	-	-
	12	-	709,6	17	-	-	-	-
	14	-	711,1	0	-	-	-	-
B6	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	4,45x10 ⁻⁶	708,8	66	32,5	21,5	730,3	4,59x10 ⁻⁶
	4	7,61x10 ⁻⁶	711,1	68	45,6	31,0	742,1	7,94x10 ⁻⁶
	6	3,83x10 ⁻⁶	705,8	60	32,9	19,7	725,5	3,94x10 ⁻⁶
	8	4,45x10 ⁻⁶	705,8	56	37,2	20,9	726,7	4,58x10 ⁻⁶
	10	4,73x10 ⁻⁶	704,3	30	42,3	12,7	717,0	4,81x10 ⁻⁶
	12	6,62x10 ⁻⁶	709,6	10	41,0	4,1	713,7	6,66x10 ⁻⁶
	14	8,07x10 ⁻⁶	711,1	10	48,9	4,9	716,0	8,13x10 ⁻⁶
C2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	5,46x10 ⁻⁷	708,8	39	7,7	3,0	711,8	5,49x10 ⁻⁷
	4	6,98x10 ⁻⁷	711,1	36	17,1	6,2	717,3	7,04x10 ⁻⁷
	6	1,08x10 ⁻⁶	705,8	33	17,5	5,8	711,6	1,09x10 ⁻⁶
	8	7,87x10 ⁻⁷	705,8	31	13,1	4,1	709,9	7,92x10 ⁻⁷
	10	1,29x10 ⁻⁶	704,3	16	28,1	4,5	708,8	1,30x10 ⁻⁶
	12	6,72x10 ⁻⁷	709,6	10	25,9	2,6	712,2	6,74x10 ⁻⁷
	14	1,40x10 ⁻⁶	711,1	5	32,5	1,6	712,7	1,40x10 ⁻⁶

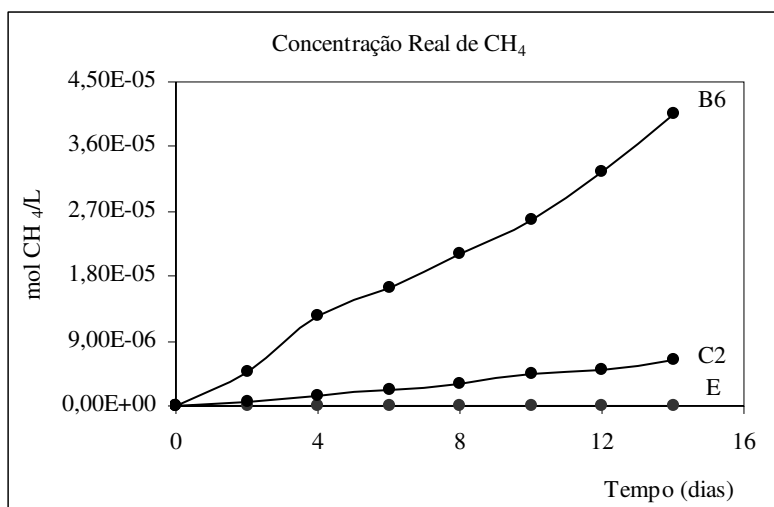


Figura 20. Perfil da concentração molar real de CH₄ (*Bateria 8*).

Na **Figura 21** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH₄ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

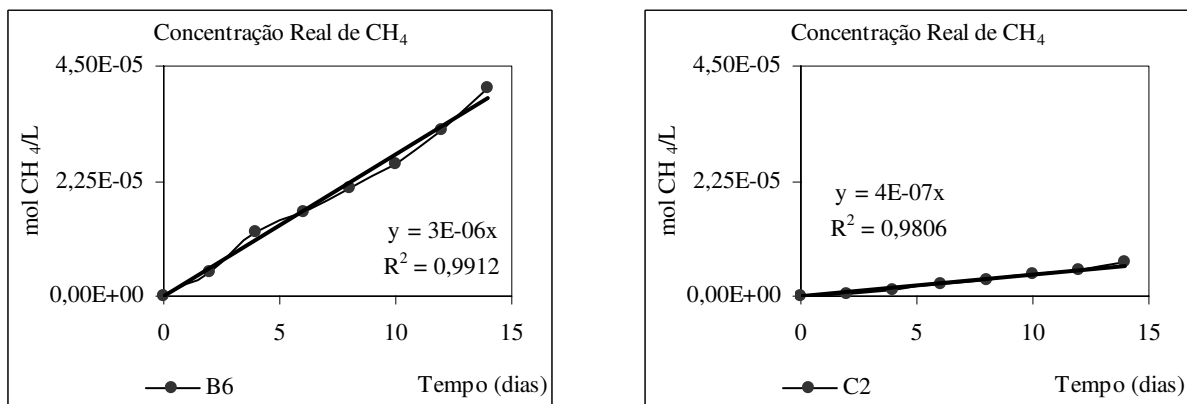


Figura 21. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH₄ (*Bateria 8*).

A **Tabela 19** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄.

Tabela 19. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH_4}) (*Bateria 8*).

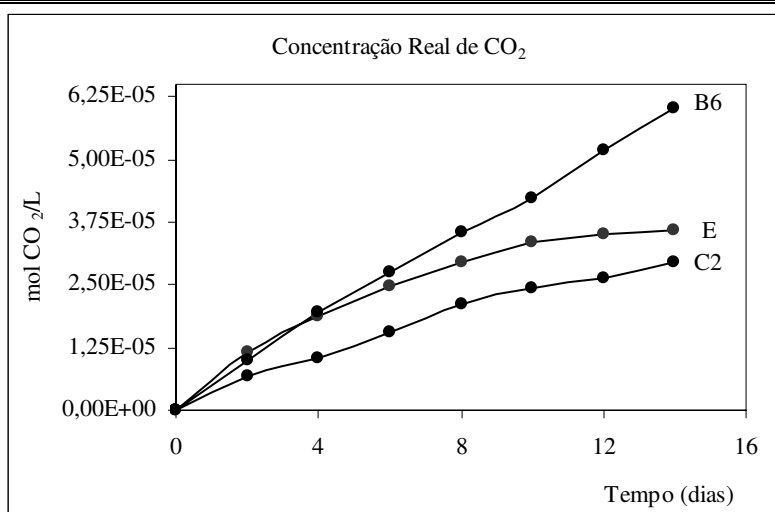
Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH ₄ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH ₄ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	83	16	1,33	-	0,135	-
	B6	98	14	1,37	2,76x10 ⁻⁶	0,135	4,34x10 ⁻⁶
	C2	79	17	1,34	4,32x10 ⁻⁷	0,135	6,95x10 ⁻⁷

5.1.1.2 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}).

A **Tabela 20** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO₂ a partir dos dados de concentração remanescente de CO₂, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO₂ é ilustrado na **Figura 22**.

Tabela 20. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 8**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	$FMolar$	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)	(mmHg)	(mol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,09 \times 10^{-5}$	708,8	52	100,0	52,0	760,8	$1,17 \times 10^{-5}$
	4	$6,65 \times 10^{-6}$	711,1	41	100,0	41,0	752,1	$7,03 \times 10^{-6}$
	6	$5,62 \times 10^{-6}$	705,8	38	100,0	38,0	743,8	$5,92 \times 10^{-6}$
	8	$4,82 \times 10^{-6}$	705,8	30	100,0	30,0	735,8	$5,03 \times 10^{-6}$
	10	$3,75 \times 10^{-6}$	704,3	27	100,0	27,0	731,3	$3,89 \times 10^{-6}$
	12	$1,42 \times 10^{-6}$	709,6	17	100,0	17,0	726,6	$1,45 \times 10^{-6}$
	14	$7,02 \times 10^{-7}$	711,1	0	100,0	0,0	711,1	$7,02 \times 10^{-7}$
B6	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$9,23 \times 10^{-6}$	708,8	66	67,5	44,5	753,3	$9,81 \times 10^{-6}$
	4	$9,07 \times 10^{-6}$	711,1	68	54,4	37,0	748,1	$9,54 \times 10^{-6}$
	6	$7,82 \times 10^{-6}$	705,8	60	67,1	40,3	746,1	$8,26 \times 10^{-6}$
	8	$7,50 \times 10^{-6}$	705,8	56	62,8	35,1	740,9	$7,87 \times 10^{-6}$
	10	$6,46 \times 10^{-6}$	704,3	30	57,7	17,3	721,6	$6,62 \times 10^{-6}$
	12	$9,53 \times 10^{-6}$	709,6	10	59,0	5,9	715,5	$9,60 \times 10^{-6}$
	14	$8,45 \times 10^{-6}$	711,1	10	51,1	5,1	716,2	$8,51 \times 10^{-6}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$6,59 \times 10^{-6}$	708,8	39	92	36,0	744,8	$6,92 \times 10^{-6}$
	4	$3,38 \times 10^{-6}$	711,1	36	83	29,8	740,9	$3,52 \times 10^{-6}$
	6	$5,08 \times 10^{-6}$	705,8	33	82	27,2	733,0	$5,27 \times 10^{-6}$
	8	$5,20 \times 10^{-6}$	705,8	31	87	26,9	732,7	$5,40 \times 10^{-6}$
	10	$3,30 \times 10^{-6}$	704,3	16	72	11,5	715,8	$3,35 \times 10^{-6}$
	12	$1,92 \times 10^{-6}$	709,6	10	74	7,4	717,0	$1,94 \times 10^{-6}$
	14	$2,92 \times 10^{-6}$	711,1	5	68	3,4	714,5	$2,93 \times 10^{-6}$


Figura 22. Perfil da concentração molar real de CO_2 (**Bateria 8**).

Na **Figura 23** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

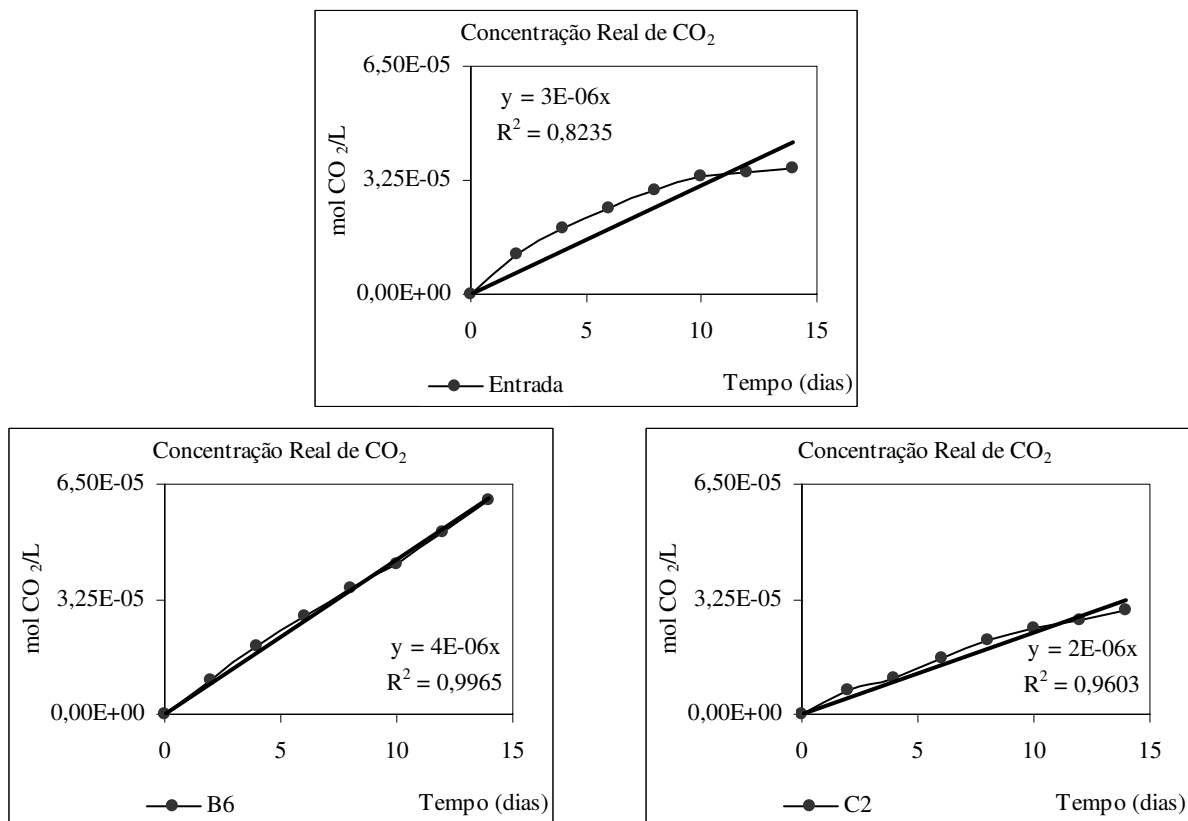


Figura 23. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (*Bateria 8*).

A **Tabela 21** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela 21. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}) (*Bateria 8*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V _{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	83	16	1,33	3,11x10 ⁻⁶	0,135	1,39x10 ⁻⁵
	B6	98	14	1,37	4,34x10 ⁻⁶	0,135	1,88x10 ⁻⁵
	C2	79	17	1,34	2,31x10 ⁻⁶	0,135	1,02x10 ⁻⁵

5.1.2 Bateria 9 – Terceira Etapa

As **Tabelas 22** e **23** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as respectivas concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 , obtidos por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 20 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 é ilustrada na **Figura 24**.

Tabela 22. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (**Bateria 9**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem			
	Entrada		C2	
	Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	2009	-	1362,5
4	-	906,5	-	1942
6	-	792	-	1052,5
8	-	1158,5	-	1189
10	-	1312,5	-	1365
12	-	989	-	814
14	-	809	-	406

Tabela 23. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (**Bateria 9**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem			
	Entrada		C2	
	$C_{\text{remanescente}}$ (mol/L)		$C_{\text{remanescente}}$ (mol/L)	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	$6,06 \times 10^{-6}$	-	$4,11 \times 10^{-6}$
4	-	$2,73 \times 10^{-6}$	-	$5,85 \times 10^{-6}$
6	-	$2,39 \times 10^{-6}$	-	$3,17 \times 10^{-6}$
8	-	$3,49 \times 10^{-6}$	-	$3,58 \times 10^{-6}$
10	-	$3,96 \times 10^{-6}$	-	$4,12 \times 10^{-6}$
12	-	$2,98 \times 10^{-6}$	-	$2,45 \times 10^{-6}$
14	-	$2,44 \times 10^{-6}$	-	$1,22 \times 10^{-6}$

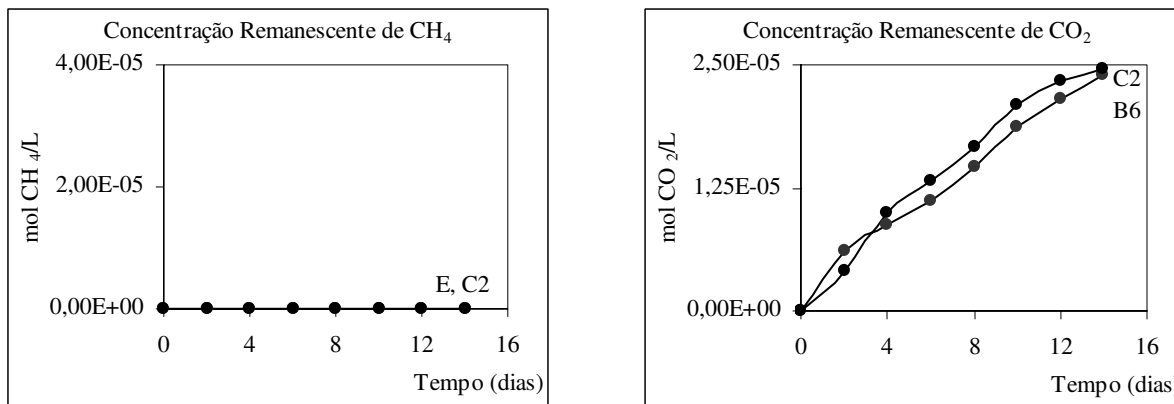


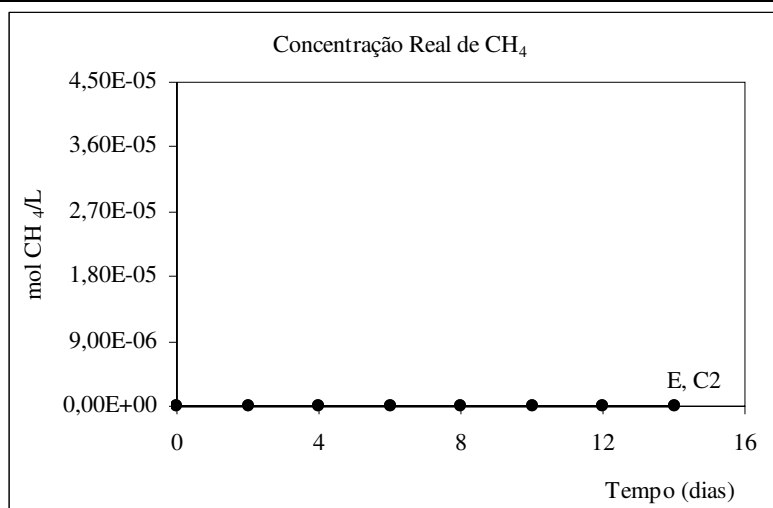
Figura 24. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (*Bateria 9*).

5.1.2.1 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH_4}).

A **Tabela 24** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura 25**.

Tabela 24. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 9**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanescente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	FM_{olar}	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)	(mmHg)	(mol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	709,6	60	-	-	-	-
	4	-	711,1	40	-	-	-	-
	6	-	707,3	35	-	-	-	-
	8	-	708,1	31	-	-	-	-
	10	-	705,8	17	-	-	-	-
	12	-	706,6	2	-	-	-	-
	14	-	704,3	1	-	-	-	-
C2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	709,6	42	-	-	-	-
	4	-	711,1	42	-	-	-	-
	6	-	707,3	29	-	-	-	-
	8	-	708,1	20	-	-	-	-
	10	-	705,8	18	-	-	-	-
	12	-	706,6	0	-	-	-	-
	14	-	704,3	0	-	-	-	-


Figura 25. Perfil da concentração molar real de CH_4 (**Bateria 9**).

A **Tabela 25** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela 25. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}) (*Bateria 9*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH ₄ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH ₄ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	89	15	1,34	-	0,135	-
	C2	92	15	1,36	-	0,135	-

5.1.2.2 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO2}).

A **Tabela 26** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO₂ a partir dos dados de concentração remanescente de CO₂, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO₂ é ilustrado na **Figura 26**.

Tabela 26. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO₂ (*Bateria 9*).

	Tempo (dias)	C _{remanescente}	P _{atm}	PF _{relativa}	FMolar	P _{CH4}	PF _{absoluta}	C _{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)	(mmHg)	(mol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	6,06x10 ⁻⁶	709,6	60	100,0	60,0	769,6	6,57x10 ⁻⁶
	4	2,73x10 ⁻⁶	711,1	40	100,0	40,0	751,1	2,89x10 ⁻⁶
	6	2,39x10 ⁻⁶	707,3	35	100,0	35,0	742,3	2,51x10 ⁻⁶
	8	3,49x10 ⁻⁶	708,1	31	100,0	31,0	739,1	3,65x10 ⁻⁶
	10	3,96x10 ⁻⁶	705,8	17	100,0	17,0	722,8	4,05x10 ⁻⁶
	12	2,98x10 ⁻⁶	706,6	2	100,0	2,0	708,6	2,99x10 ⁻⁶
	14	2,44x10 ⁻⁶	704,3	1	100,0	1,0	705,3	2,44x10 ⁻⁶
C2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	4,11x10 ⁻⁶	709,6	42	100,0	42,0	751,6	4,35x10 ⁻⁶
	4	5,85x10 ⁻⁶	711,1	42	100,0	42,0	753,1	6,20x10 ⁻⁶
	6	3,17x10 ⁻⁶	707,3	29	100,0	29,0	736,3	3,30x10 ⁻⁶
	8	3,58x10 ⁻⁶	708,1	20	100,0	20,0	728,1	3,69x10 ⁻⁶
	10	4,12x10 ⁻⁶	705,8	18	100,0	18,0	723,8	4,22x10 ⁻⁶
	12	2,45x10 ⁻⁶	706,6	0	100,0	0,0	706,6	2,45x10 ⁻⁶
	14	1,22x10 ⁻⁶	704,3	0	100,0	0,0	704,3	1,22x10 ⁻⁶

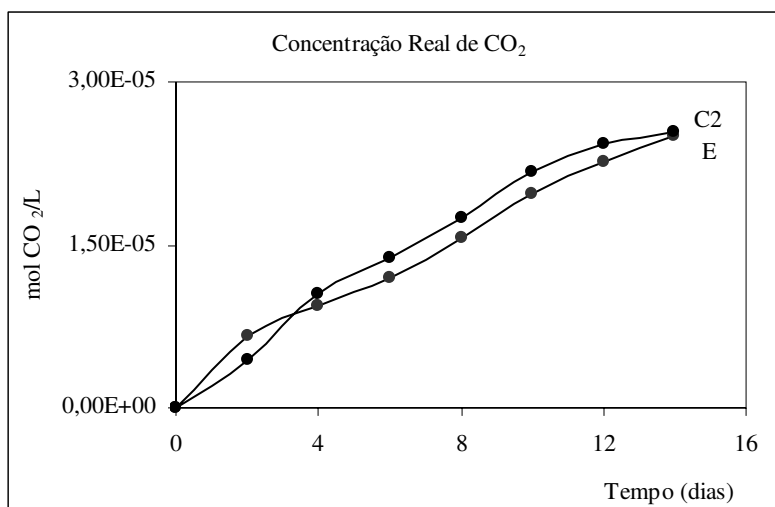


Figura 26. Perfil da concentração molar real de CO₂ (**Bateria 9**).

Na **Figura 27** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

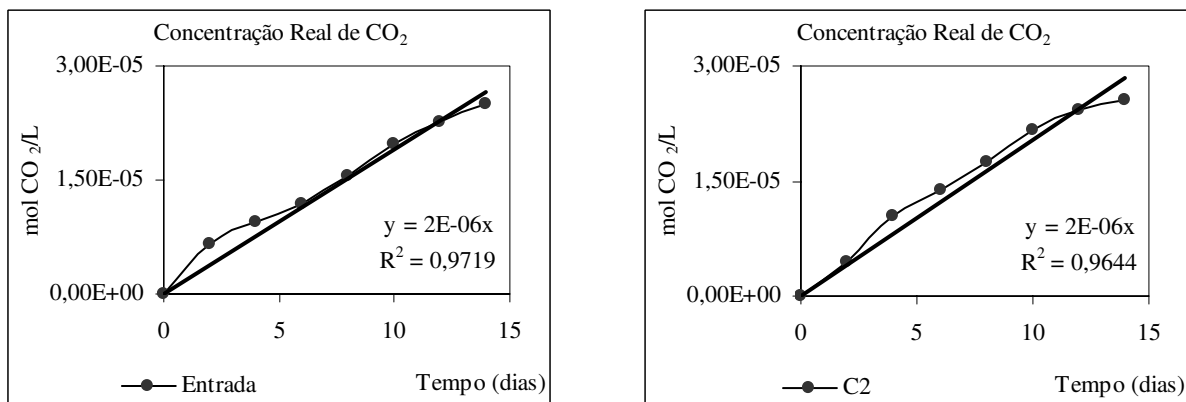


Figura 27. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (**Bateria 9**).

A **Tabela 27** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela 27. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO2}) (**Bateria 9**).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V "headspace"	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	89	15	1,34	1,91x10 ⁻⁶	0,135	8,48x10 ⁻⁶
	C2	92	15	1,38	2,03x10 ⁻⁶	0,135	8,75x10 ⁻⁶

5.1.3 Bateria 10 – Terceira Etapa

As **Tabelas 28** e **29** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as respectivas concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 , obtidos por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 10 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 é ilustrada na **Figura 28**.

Tabela 28. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (**Bateria 10**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	2036	401,5	3909	-	3461,5
4	-	1411	1243	4259,5	-	2125
6	-	1025	384	2440,5	-	1173,5
8	-	771	663	1997,5	-	2150
10	-	270,5	283	1681,5	-	1106
12	-	1135,5	512	1487,5	-	1107
14	-	365	641,5	1294	-	567,5

Tabela 29. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (**Bateria 10**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$		$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$		$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	$6,14 \times 10^{-6}$	$1,93 \times 10^{-6}$	$1,18 \times 10^{-5}$	-	$1,04 \times 10^{-5}$
4	-	$4,25 \times 10^{-6}$	$5,98 \times 10^{-6}$	$1,28 \times 10^{-5}$	-	$6,41 \times 10^{-6}$
6	-	$3,09 \times 10^{-6}$	$1,85 \times 10^{-6}$	$7,36 \times 10^{-6}$	-	$3,54 \times 10^{-6}$
8	-	$2,32 \times 10^{-6}$	$3,19 \times 10^{-6}$	$6,02 \times 10^{-6}$	-	$6,48 \times 10^{-6}$
10	-	$8,16 \times 10^{-7}$	$1,36 \times 10^{-6}$	$5,07 \times 10^{-6}$	-	$3,33 \times 10^{-6}$
12	-	$3,42 \times 10^{-6}$	$2,47 \times 10^{-6}$	$4,48 \times 10^{-6}$	-	$3,34 \times 10^{-6}$
14	-	$1,10 \times 10^{-6}$	$3,09 \times 10^{-6}$	$3,90 \times 10^{-6}$	-	$1,71 \times 10^{-6}$

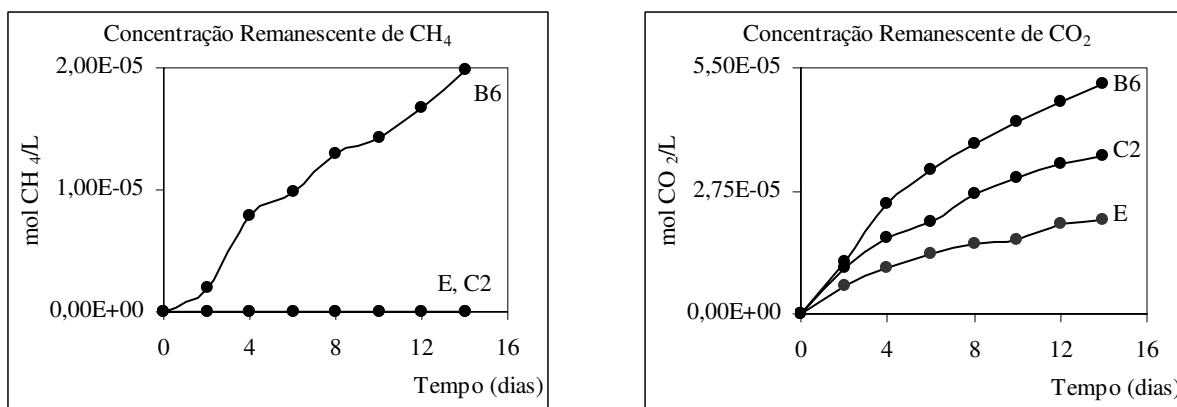


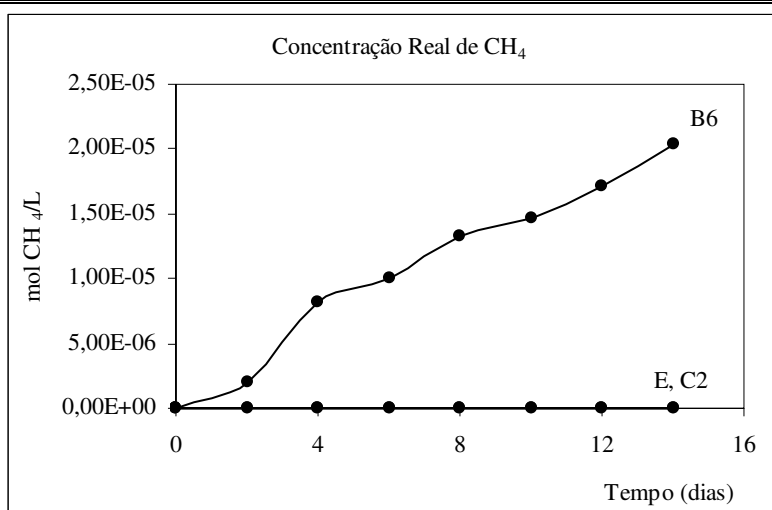
Figura 28. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (*Bateria 10*).

5.1.3.1 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH_4}).

A **Tabela 30** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura 29**.

Tabela 30. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 10**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	$FMolar$	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)	(mmHg)	(mol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	705,8	40	-	-	-	-
	4	-	706,6	39	-	-	-	-
	6	-	704,3	25	-	-	-	-
	8	-	703,6	17	-	-	-	-
	10	-	704,3	6	-	-	-	-
	12	-	708,1	1	-	-	-	-
	14	-	708,8	1	-	-	-	-
B6	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,93 \times 10^{-6}$	705,8	80	14,1	11,27	717,07	$1,96 \times 10^{-6}$
	4	$5,98 \times 10^{-6}$	706,6	60	31,8	19,1	725,7	$6,15 \times 10^{-6}$
	6	$1,85 \times 10^{-6}$	704,3	59	20,1	11,8	716,1	$1,88 \times 10^{-6}$
	8	$3,19 \times 10^{-6}$	703,6	52	34,6	18,0	721,6	$3,27 \times 10^{-6}$
	10	$1,36 \times 10^{-6}$	704,3	38	21,2	8,1	712,4	$1,38 \times 10^{-6}$
	12	$2,47 \times 10^{-6}$	708,1	34	35,5	12,1	720,2	$2,51 \times 10^{-6}$
	14	$3,09 \times 10^{-6}$	708,8	29	44,2	12,8	721,6	$3,14 \times 10^{-6}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	705,8	37	-	-	-	-
	4	-	706,6	28	-	-	-	-
	6	-	704,3	25	-	-	-	-
	8	-	703,6	19	-	-	-	-
	10	-	704,3	18	-	-	-	-
	12	-	708,1	8	-	-	-	-
	14	-	708,8	1	-	-	-	-


Figura 29. Perfil da concentração molar real de CH_4 (**Bateria 10**).

Na **Figura 30** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH_4 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

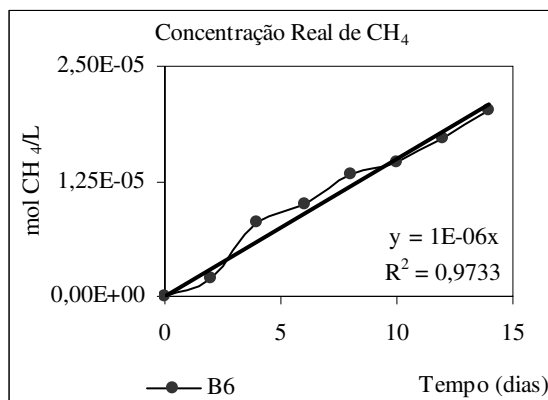


Figura 30. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH_4 (*Bateria 10*).

A **Tabela 31** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela 31. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (*Bateria 10*).

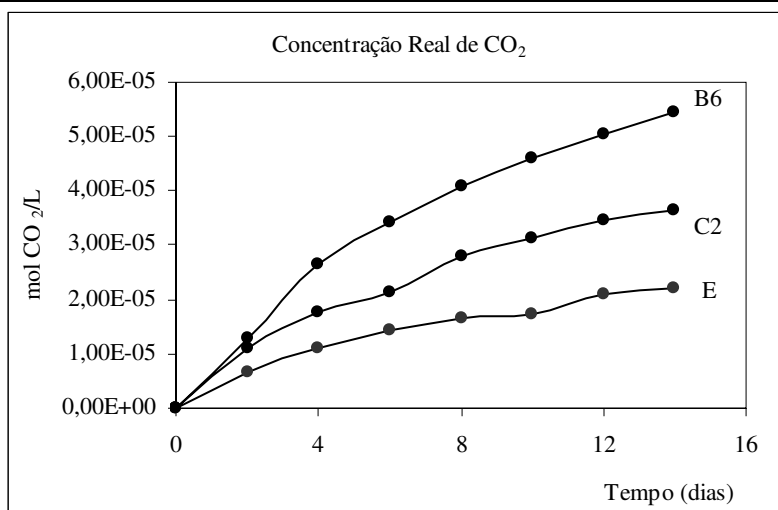
Parâmetro	V_{lodo}	SV_{lodo}	M_{ST}	k	$V_{\text{“headspace”}}$	K
Unidade	(mL)	(g.L^{-1})	(g)	($\text{mol CH}_4.\text{L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$)	(L)	($\text{g CH}_4.\text{g SV}^{-1}.\text{dia}^{-1}$)
Amostra	Entrada	85	16	1,36	-	0,135
	B6	109	12	1,31	$1,50 \times 10^{-6}$	0,135
	C2	135	3	0,41	-	0,135

5.1.3.2 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}).

A **Tabela 32** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO_2 a partir dos dados de concentração remanescente de CO_2 , obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO_2 é ilustrado na **Figura 31**.

Tabela 32. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 10**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	$FMolar$	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{frasco}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)	(mmHg)	(mol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$6,14 \times 10^{-6}$	705,8	40	100,0	40,0	745,8	$6,49 \times 10^{-6}$
	4	$4,25 \times 10^{-6}$	706,6	39	100,0	39,0	745,6	$4,49 \times 10^{-6}$
	6	$3,09 \times 10^{-6}$	704,3	25	100,0	25,0	729,3	$3,20 \times 10^{-6}$
	8	$2,32 \times 10^{-6}$	703,6	17	100,0	17,0	720,6	$2,38 \times 10^{-6}$
	10	$8,16 \times 10^{-7}$	704,3	6	100,0	6,0	710,3	$8,22 \times 10^{-7}$
	12	$3,42 \times 10^{-6}$	708,1	1	100,0	1,0	709,1	$3,43 \times 10^{-6}$
	14	$1,10 \times 10^{-6}$	708,8	1	100,0	1,0	709,8	$1,10 \times 10^{-6}$
B6	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,18 \times 10^{-5}$	705,8	80	85,9	68,7	774,5	$1,29 \times 10^{-5}$
	4	$1,28 \times 10^{-5}$	706,6	60	68,2	40,9	747,5	$1,36 \times 10^{-5}$
	6	$7,36 \times 10^{-6}$	704,3	59	79,9	47,2	751,5	$7,85 \times 10^{-6}$
	8	$6,02 \times 10^{-6}$	703,6	52	65,4	34,0	737,6	$6,31 \times 10^{-6}$
	10	$5,07 \times 10^{-6}$	704,3	38	78,8	29,9	734,2	$5,28 \times 10^{-6}$
	12	$4,48 \times 10^{-6}$	708,1	34	64,5	21,9	730,0	$4,62 \times 10^{-6}$
	14	$3,90 \times 10^{-6}$	708,8	29	55,8	16,2	725,0	$3,99 \times 10^{-6}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,04 \times 10^{-5}$	705,8	37	100,0	37,0	742,8	$1,10 \times 10^{-5}$
	4	$6,41 \times 10^{-6}$	706,6	28	100,0	28,0	734,6	$6,66 \times 10^{-6}$
	6	$3,54 \times 10^{-6}$	704,3	25	100,0	25,0	729,3	$3,66 \times 10^{-6}$
	8	$6,48 \times 10^{-6}$	703,6	19	100,0	19,0	722,6	$6,66 \times 10^{-6}$
	10	$3,33 \times 10^{-6}$	704,3	18	100,0	18,0	722,3	$3,42 \times 10^{-6}$
	12	$3,34 \times 10^{-6}$	708,1	8	100,0	8,0	716,1	$3,38 \times 10^{-6}$
	14	$1,71 \times 10^{-6}$	708,8	1	100,0	1,0	709,8	$1,71 \times 10^{-6}$


Figura 31. Perfil da concentração molar real de CO_2 (**Bateria 10**).

Na **Figura 32** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO_2 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

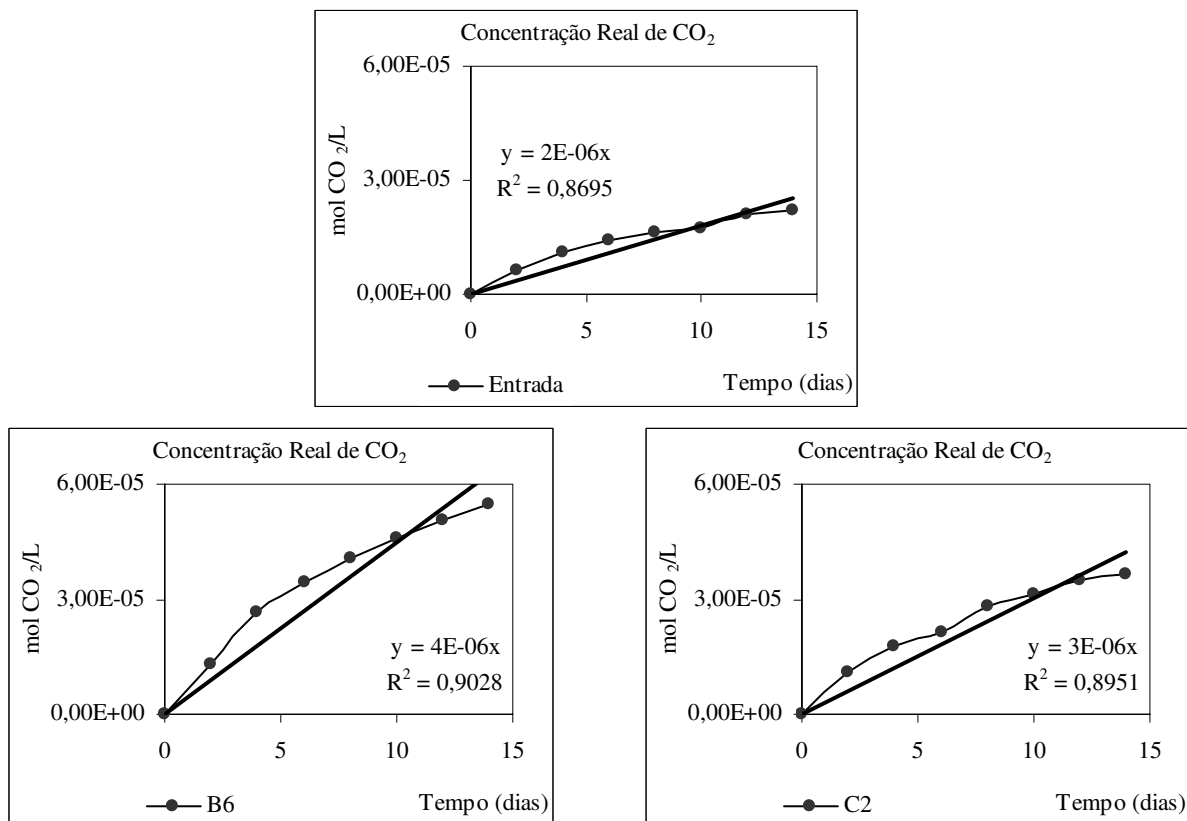


Figura 32. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO_2 (*Bateria 10*).

A **Tabela 33** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela 33. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}) (*Bateria 10*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	85	0,085	16	1,79x10 ⁻⁶	0,135	7,83x10 ⁻⁶
	B6	109	0,109	12	4,45x10 ⁻⁶	0,135	2,02x10 ⁻⁵
	C2	135	0,105	3	3,01x10 ⁻⁶	0,135	4,41x10 ⁻⁵

5.1.4 Resumo e Discussão dos Resultados das Baterias 8, 9 e 10

A **Tabela 34** apresenta de forma resumida os valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} obtidos nas *Baterias 8, 9 e 10* visando uma discussão mais objetiva dos resultados.

Tabela 34. Valores da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}) e CO₂ (K_{CO2}) obtidos nas **Baterias 8, 9 e 10**.

Tempo (dias)	Sistema	Remoção de SV (%)	CH ₄		CO ₂	
			Entrada	Saída	Entrada	Saída
30	B	50	0,0	43,4x10 ⁻⁷	264x10 ⁻⁷	188x10 ⁻⁷
	C	27		7,03x10 ⁻⁷		103x10 ⁻⁷
20	B	35	0,0	-	84,3x10 ⁻⁷	-
	C	30		0,0		88,8x10 ⁻⁷
10	B	31	0,0	24,7x10 ⁻⁷	80,4x10 ⁻⁷	202x10 ⁻⁷
	C	34		0,0		568x10 ⁻⁷

(-) teste não realizado por insuficiência de amostra

Como pode ser observado na **Tabela 34** os valores de K_{CO2} obtidos nos testes com as amostras de entrada para os TDHs de 30, 20 e 10 dias apresentaram variação significativa ($264 \times 10^{-7} < K_{CO2} < 80,4 \times 10^{-7}$) indicando que a variação do lodo gerado nos decantadores e utilizados na alimentação dos sistemas estudados deve acompanhar a variação do esgoto recebido pela ETE-Carioba/Americana; enquanto que os valores de K_{CH4} obtidos com as amostras de entrada não variaram.

Repetindo a tendência observada nos testes anteriores (**Baterias 5, 6 e 7**) os valores de K_{CH4} obtidos nos testes das **Baterias 8, 9 e 10** com amostras de saída do Sistema B para os TDHs de 30 e 10 dias, mostraram-se coerentes com o comportamento observado no Sistema B durante sua avaliação no PROSAB, pois também refletiram sempre um aumento nos valores de K_{CH4} em relação aos valores obtidos nas amostras da entrada, indicando uma tendência de queda nos valores de K_{CH4} com as reduções gradativas nos TDHs de 30 dias para 10 dias. Os valores mais altos dos coeficientes de produção de CH₄ das amostras da saída em relação às da entrada indicaram que as amostras de lodo presentes no quinto reator do Sistema B apresentaram biodegradabilidade anaeróbia intrínseca superiores às das amostras “brutas” de lodo com relação à capacidade de produzir CH₄. No entanto os valores de K_{CO2} obtidos nos testes com amostras de saída do Sistema B não acompanharam esta mesma tendência.

Os testes das **Baterias 8, 9 e 10** também apresentaram a mesma tendência dos valores de K_{CH4} obtidos nos testes anteriores (**Baterias 5, 6 e 7**) com amostras de entrada e saída do Sistema C para o TDHs de 30 dias, uma vez que os valores de K_{CH4} de amostras de entrada foram superiores aos da saída. Para os TDHs de 20 e 10 dias a biodegradabilidade

foi nula ($K_{CH_4}=0,0$) tanto na entrada quanto na saída. Também para os valores da K_{CO_2} os valores da saída foram superiores aos de entrada para os TDHs de 20 e 10 dias, somente para o TDH de 30 dias os valores obtidos na entrada foram superiores aos da saída. Ao se avaliar os valores de K_{CH_4} ao longo das reduções gradativas nos TDHs de 30 e 10 dias, nota-se que os valores de K_{CH_4} essa relação é direta. No entanto, como nos testes anteriores (*Baterias 5, 6 e 7*) os valores de K_{CO_2} obtidos nos testes com amostras de saída do Sistema C não acompanharam esta mesma tendência de queda gradativa com as reduções de TDHs.

5.2 Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia das Baterias 11, 12 e 13

De forma a permitir uma discussão mais objetiva dos resultados da produção de CH_4 e CO_2 e da avaliação da biodegradabilidade intrínseca, a apresentação e discussão destes resultados é efetuada no item 5.2.4.

5.2.1 Bateria 11 – Terceira Etapa

As **Tabelas 35 e 36** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as respectivas concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 , obtidos por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 30 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 é ilustrada na **Figura 33**.

Tabela 35. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (*Bateria 11*).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem							
	B2		B3		B4		B5	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	4846	804	5576	561	5209	-	4944,5
4	-	1616	423,5	3292	504	2881,5	620,5	3969,5
6	-	1848	211	1726,5	449,5	2159	467	2402,5
8	512,5	1783	-	2332	821	2091	1117,5	2673
10	455,5	977,5	-	1269,5	16	1612,5	566	2548,5
12	341,5	1409	-	864,5	261,5	2641	1059	1917,5
14	995	803,5	-	984,5	631	1528	1144,5	1164,5

Tabela 36. Concentrações molares remanescentes de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (*Bateria 11*).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem							
	B2		B3		B4		B5	
	C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	-	1,46x10 ⁻⁵	3,87x10 ⁻⁶	1,68x10 ⁻⁵	2,70x10 ⁻⁶	1,57x10 ⁻⁵	-	1,49x10 ⁻⁵
4	-	4,87x10 ⁻⁶	2,04x10 ⁻⁶	9,92x10 ⁻⁶	2,43x10 ⁻⁶	8,69x10 ⁻⁶	2,99x10 ⁻⁶	1,20x10 ⁻⁵
6	-	5,57x10 ⁻⁶	1,02x10 ⁻⁶	5,21x10 ⁻⁶	2,16x10 ⁻⁶	6,51x10 ⁻⁶	2,25x10 ⁻⁶	7,24x10 ⁻⁶
8	2,47x10 ⁻⁶	5,38x10 ⁻⁶	-	7,03x10 ⁻⁶	3,95x10 ⁻⁶	6,30x10 ⁻⁶	5,38x10 ⁻⁶	8,06x10 ⁻⁶
10	2,19x10 ⁻⁶	2,95x10 ⁻⁶	-	3,83x10 ⁻⁶	7,70x10 ⁻⁸	4,86x10 ⁻⁶	2,73x10 ⁻⁶	7,68x10 ⁻⁶
12	1,64x10 ⁻⁶	4,25x10 ⁻⁶	-	2,61x10 ⁻⁶	1,26x10 ⁻⁶	7,96x10 ⁻⁶	5,10x10 ⁻⁶	5,78x10 ⁻⁶
14	4,79x10 ⁻⁶	2,42x10 ⁻⁶	-	2,97x10 ⁻⁶	3,04x10 ⁻⁶	4,61x10 ⁻⁶	5,51x10 ⁻⁶	3,51x10 ⁻⁶

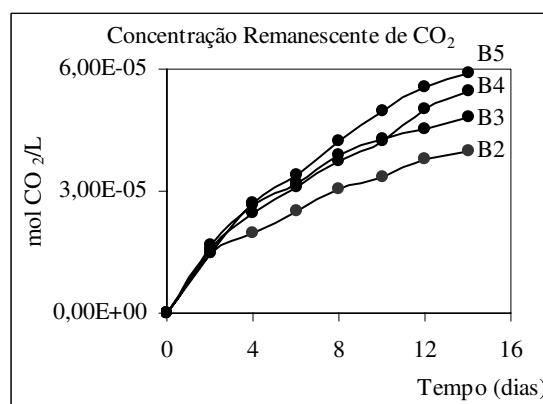
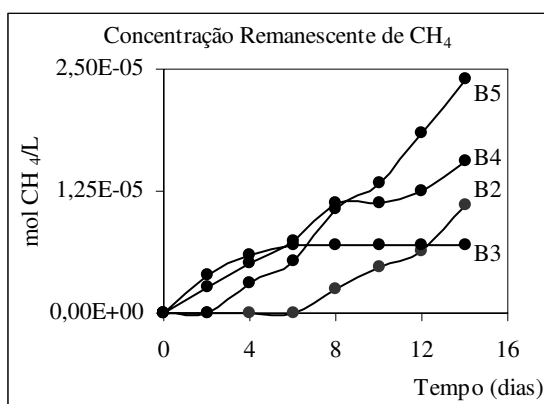


Figura 33. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 30 dias (*Bateria 11*).

5.2.1.1 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}).

A **Tabela 37** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura 34**.

Tabela 37. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 11**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$ (mol/L)	P_{atm} (mmHg)	PF_{relativa} (%)	FM_{olar} (%)	P_{CH_4} (mmHg)	PF_{absoluta} (mmHg)	C_{real} (mol/L)
B2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	705,8	66	-	-	-	-
	4	-	704,3	56	-	-	-	-
	6	-	709,6	41	-	-	-	-
	8	$2,47 \times 10^{-6}$	711,1	39	31,5	12,3	723,4	$2,51 \times 10^{-6}$
	10	$2,19 \times 10^{-6}$	707,3	38	42,7	16,2	723,5	$2,24 \times 10^{-6}$
	12	$1,64 \times 10^{-6}$	708,1	37	27,9	10,3	718,4	$1,67 \times 10^{-6}$
	14	$4,79 \times 10^{-6}$	705,8	1	66,4	0,7	706,5	$4,80 \times 10^{-6}$
B3	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$3,87 \times 10^{-6}$	705,8	74	18,7	13,9	719,7	$3,95 \times 10^{-6}$
	4	$2,04 \times 10^{-6}$	704,3	56	17,0	9,5	713,8	$2,07 \times 10^{-6}$
	6	$1,02 \times 10^{-6}$	709,6	54	16,3	8,8	718,4	$1,03 \times 10^{-6}$
	8	-	711,1	50	-	-	-	-
	10	-	707,3	43	-	-	-	-
	12	-	708,1	30	-	-	-	-
	14	-	705,8	27	-	-	-	-
B4	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$2,70 \times 10^{-6}$	705,8	58	14,7	8,5	714,3	$2,73 \times 10^{-6}$
	4	$2,43 \times 10^{-6}$	704,3	55	21,8	12,0	716,3	$2,47 \times 10^{-6}$
	6	$2,16 \times 10^{-6}$	709,6	51	25,0	12,7	722,3	$2,20 \times 10^{-6}$
	8	$3,95 \times 10^{-6}$	711,1	42	38,5	16,2	727,3	$4,04 \times 10^{-6}$
	10	$7,70 \times 10^{-8}$	707,3	33	1,6	0,5	707,8	$7,71 \times 10^{-8}$
	12	$1,26 \times 10^{-6}$	708,1	9	13,7	1,2	709,3	$1,26 \times 10^{-6}$
	14	$3,04 \times 10^{-6}$	705,8	4	39,7	1,6	707,4	$3,04 \times 10^{-6}$
B5	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	705,8	69	-	-	-	-
	4	$2,99 \times 10^{-6}$	704,3	59	20,0	11,8	716,1	$3,04 \times 10^{-6}$
	6	$2,25 \times 10^{-6}$	709,6	56	23,7	13,3	722,9	$2,29 \times 10^{-6}$
	8	$5,38 \times 10^{-6}$	711,1	52	40,0	20,8	731,9	$5,54 \times 10^{-6}$
	10	$2,73 \times 10^{-6}$	707,3	49	26,2	12,8	720,1	$2,77 \times 10^{-6}$
	12	$5,10 \times 10^{-6}$	708,1	29	46,9	13,6	721,7	$5,20 \times 10^{-6}$
	14	$5,51 \times 10^{-6}$	705,8	0	61,1	0,0	705,8	$5,51 \times 10^{-6}$

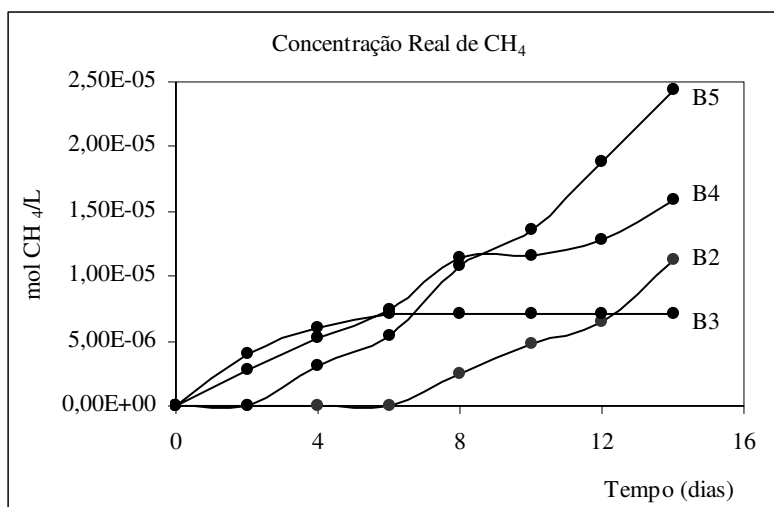


Figura 34. Perfil da concentração molar real de CH_4 (*Bateria 11*).

Na **Figura 35** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH_4 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

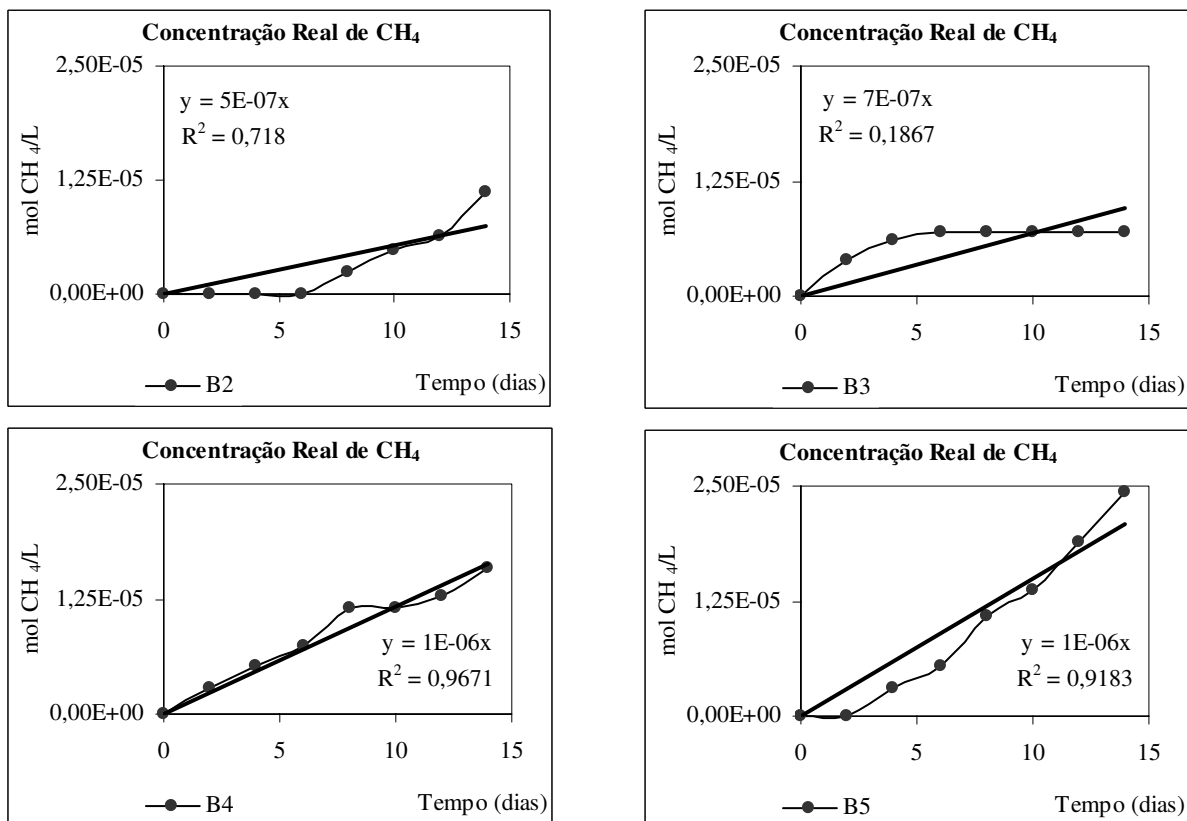


Figura 35. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH_4 (*Bateria 11*).

A **Tabela 38** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela 38. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (*Bateria 11*).

Parâmetro		V_{lodo}	SV_{lodo}	M_{ST}	k	$V_{\text{“headspace”}}$	K
Unidade		(mL)	(g.L^{-1})	(g)	($\text{mol CH}_4.\text{L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$)	(L)	($\text{g CH}_4.\text{g SV}^{-1}.\text{dia}^{-1}$)
Amostra	B2	62	22	1,36	$5,39 \times 10^{-7}$	0,135	$8,53 \times 10^{-7}$
	B3	109	12	1,31	$6,86 \times 10^{-7}$	0,135	$1,13 \times 10^{-6}$
	B4	101	13	1,31	$1,17 \times 10^{-6}$	0,135	$1,92 \times 10^{-6}$
	B5	79	17	1,34	$1,49 \times 10^{-6}$	0,135	$2,40 \times 10^{-6}$

A discussão dos resultados envolvendo a produção de CH_4 e CO_2 e a avaliação da biodegradabilidade intrínseca é efetuada no final do item 5.1.9.

5.2.1.2 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}).

A **Tabela 39** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO_2 a partir dos dados de concentração remanescente de CO_2 , obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO_2 é ilustrado na **Figura 36**.

Tabela 39. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 11**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$ (mol/L)	P_{atm} (mmHg)	PF_{relativa}	FM_{olar} (%)	P_{CH_4} (mmHg)	PF_{absoluta}	C_{real} (mol/L)
B2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,46 \times 10^{-5}$	705,8	66	100,0	66,0	771,8	$1,60 \times 10^{-5}$
	4	$4,87 \times 10^{-6}$	704,3	56	100,0	56,0	760,3	$5,26 \times 10^{-6}$
	6	$5,57 \times 10^{-6}$	709,6	41	100,0	41,0	750,6	$5,89 \times 10^{-6}$
	8	$5,38 \times 10^{-6}$	711,1	39	68,5	26,7	737,8	$5,58 \times 10^{-6}$
	10	$2,95 \times 10^{-6}$	707,3	38	57,3	21,8	729,1	$3,04 \times 10^{-6}$
	12	$4,25 \times 10^{-6}$	708,1	37	72,1	26,7	734,8	$4,41 \times 10^{-6}$
	14	$2,42 \times 10^{-6}$	705,8	1	33,6	0,3	706,1	$2,42 \times 10^{-6}$
B3	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,68 \times 10^{-5}$	705,8	74	81,3	60,1	765,9	$1,82 \times 10^{-5}$
	4	$9,92 \times 10^{-6}$	704,3	56	83,0	46,5	750,8	$1,06 \times 10^{-5}$
	6	$5,21 \times 10^{-6}$	709,6	54	83,7	45,2	754,8	$5,54 \times 10^{-6}$
	8	$7,03 \times 10^{-6}$	711,1	50	100,0	50,0	761,1	$7,52 \times 10^{-6}$
	10	$3,83 \times 10^{-6}$	707,3	43	100,0	43,0	750,3	$4,06 \times 10^{-6}$
	12	$2,61 \times 10^{-6}$	708,1	30	100,0	30,0	738,1	$2,72 \times 10^{-6}$
	14	$2,97 \times 10^{-6}$	705,8	27	100,0	27,0	732,8	$3,08 \times 10^{-6}$
B4	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,57 \times 10^{-5}$	705,8	58	85,3	49,5	755,3	$1,68 \times 10^{-5}$
	4	$8,69 \times 10^{-6}$	704,3	55	78,2	43,0	747,3	$9,22 \times 10^{-6}$
	6	$6,51 \times 10^{-6}$	709,6	51	75,0	38,3	747,9	$6,86 \times 10^{-6}$
	8	$6,30 \times 10^{-6}$	711,1	42	61,5	25,8	736,9	$6,53 \times 10^{-6}$
	10	$4,86 \times 10^{-6}$	707,3	33	98,4	32,5	739,8	$5,08 \times 10^{-6}$
	12	$7,96 \times 10^{-6}$	708,1	9	86,3	7,8	715,9	$8,05 \times 10^{-6}$
	14	$4,61 \times 10^{-6}$	705,8	4	60,3	2,4	708,2	$4,62 \times 10^{-6}$
B5	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,49 \times 10^{-5}$	705,8	69	100,0	69,0	774,8	$1,64 \times 10^{-5}$
	4	$1,20 \times 10^{-5}$	704,3	59	80,0	47,2	751,5	$1,28 \times 10^{-5}$
	6	$7,24 \times 10^{-6}$	709,6	56	76,3	42,7	752,3	$7,68 \times 10^{-6}$
	8	$8,06 \times 10^{-6}$	711,1	52	60,0	31,2	742,3	$8,41 \times 10^{-6}$
	10	$7,68 \times 10^{-6}$	707,3	49	73,8	36,2	743,5	$8,08 \times 10^{-6}$
	12	$5,78 \times 10^{-6}$	708,1	29	53,1	15,4	723,5	$5,91 \times 10^{-6}$
	14	$3,51 \times 10^{-6}$	705,8	0	38,9	0,0	705,8	$3,51 \times 10^{-6}$

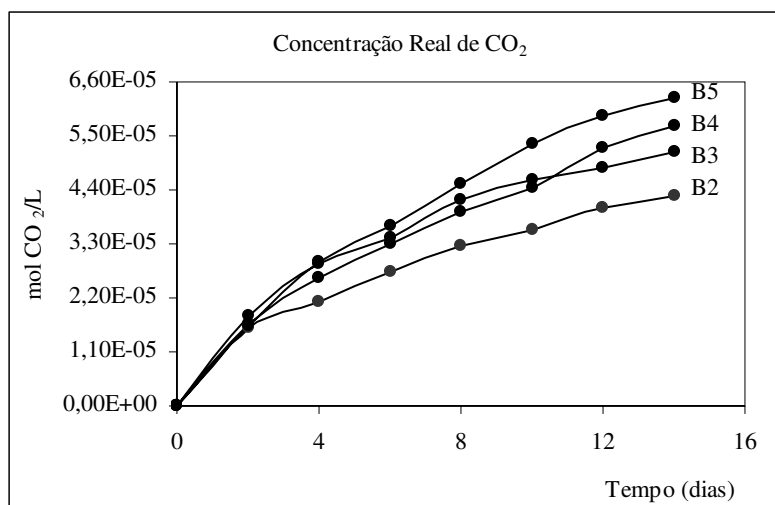


Figura 36. Perfil da concentração molar real de CO_2 (*Bateria 11*).

Na **Figura 37** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO_2 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

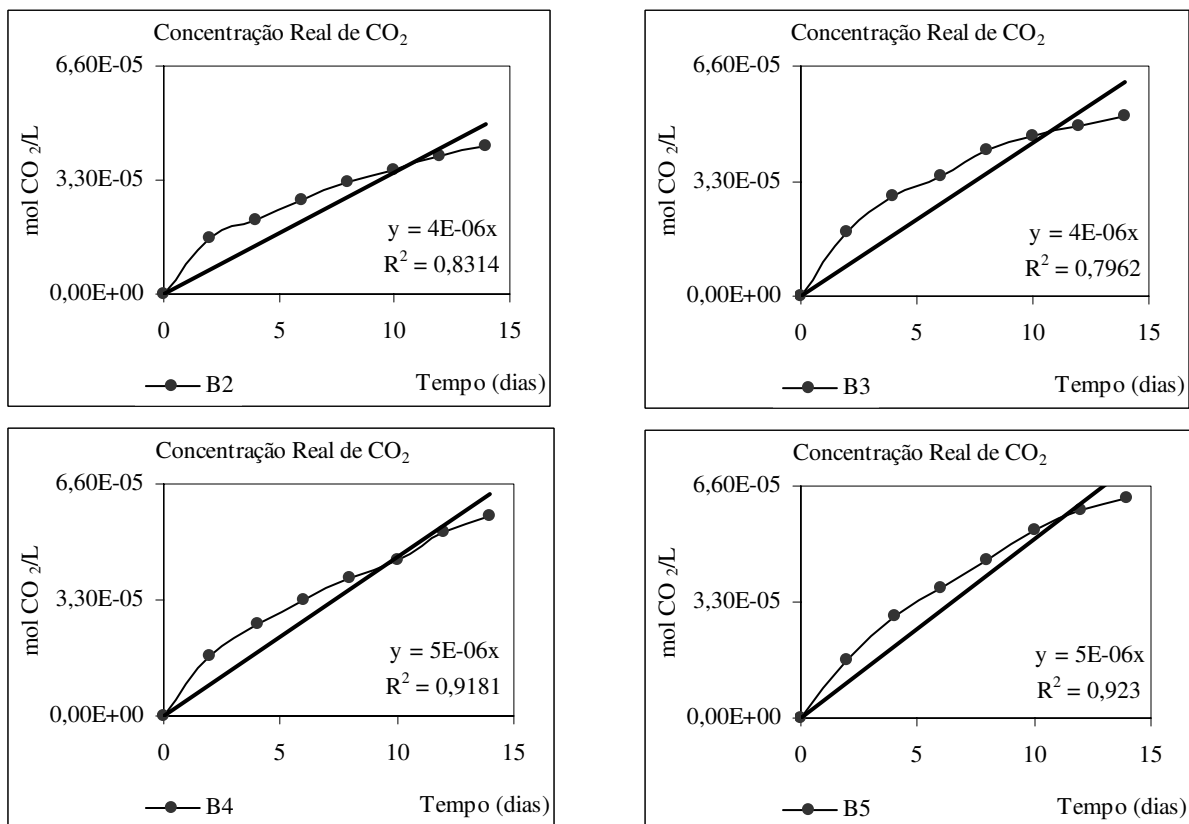


Figura 37. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO_2 (*Bateria 11*).

A **Tabela 40** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela 40. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO2}) (*Bateria 11*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{"headspace"}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	B2	62	22	1,364	3,53x10 ⁻⁶	0,135	1,54x10 ⁻⁵
	B3	109	12	1,308	4,39x10 ⁻⁶	0,135	2,00x10 ⁻⁵
	B4	101	13	1,313	4,51x10 ⁻⁶	0,135	2,04x10 ⁻⁵
	B5	79	17	1,343	5,10x10 ⁻⁶	0,135	2,25x10 ⁻⁵

5.2.2 Bateria 12 – Terceira Etapa

As **Tabelas 41** e **42** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as respectivas concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂, obtidos por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 20 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂ é ilustrada na **Figura 38**.

Tabela 41. Unidades de área de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (*Bateria 12*).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem							
	B2		B3		B4		B5	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₅	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	259	4022	261,5	1094,5	270	2672	936	6321,5
4	100,5	2189,5	148,5	1383	300	2033,5	413,5	2828
6	418,5	2001,5	547	1084,5	542	2104,5	1013,5	2319
8	380,5	1506,5	126	837,5	-	1284	220	2035,5
10	-	650	346	1017	-	579	575,5	1633,5
12	-	770	146,5	724	-	1267	184	896,5
14	-	1741	463	1030	-	340	-	1018,5

Tabela 42. Concentrações molares remanescentes de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (**Bateria 12**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem							
	B2		B3		B4		B5	
	C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	1,25x10 ⁻⁶	1,21x10 ⁻⁵	1,26x10 ⁻⁶	3,30x10 ⁻⁶	1,30x10 ⁻⁶	8,06x10 ⁻⁶	4,51x10 ⁻⁶	1,91x10 ⁻⁵
4	4,84x10 ⁻⁷	6,60x10 ⁻⁶	7,15x10 ⁻⁷	4,17x10 ⁻⁶	1,44x10 ⁻⁶	6,13x10 ⁻⁶	1,99x10 ⁻⁶	8,53x10 ⁻⁶
6	2,02x10 ⁻⁶	6,03x10 ⁻⁶	2,63x10 ⁻⁶	3,27x10 ⁻⁶	2,61x10 ⁻⁶	6,34x10 ⁻⁶	4,88x10 ⁻⁶	6,99x10 ⁻⁶
8	1,83x10 ⁻⁶	4,54x10 ⁻⁶	6,07x10 ⁻⁷	2,52x10 ⁻⁶	-	3,87x10 ⁻⁶	1,06x10 ⁻⁶	6,14x10 ⁻⁶
10	-	1,96x10 ⁻⁶	1,67x10 ⁻⁶	3,07x10 ⁻⁶	-	1,75x10 ⁻⁶	2,77x10 ⁻⁶	4,92x10 ⁻⁶
12	-	2,32x10 ⁻⁶	7,05x10 ⁻⁷	2,18x10 ⁻⁶	-	3,82x10 ⁻⁶	8,86x10 ⁻⁷	2,70x10 ⁻⁶
14	-	5,25x10 ⁻⁶	2,23x10 ⁻⁶	3,11x10 ⁻⁶	-	1,03x10 ⁻⁶	-	3,07x10 ⁻⁶

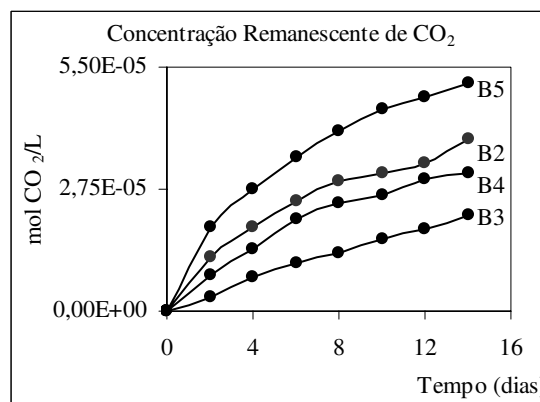
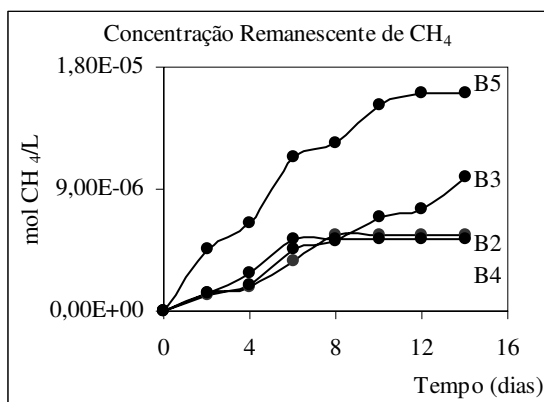


Figura 38. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (**Bateria 12**).

5.2.2.1 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}).

A **Tabela 43** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura 39**.

Tabela 43. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 12**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$ (mol/L)	P_{atm} (mmHg)	PF_{relativa}	FM_{olar} (%)	P_{CH_4} (mmHg)	PF_{absoluta}	C_{real} (mol/L)
B2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,25 \times 10^{-6}$	706,6	33	9,3	3,1	709,7	$1,25 \times 10^{-6}$
	4	$4,84 \times 10^{-7}$	704,3	21	6,8	1,4	705,7	$4,85 \times 10^{-7}$
	6	$2,02 \times 10^{-6}$	703,6	13	25,0	3,3	706,9	$2,02 \times 10^{-6}$
	8	$1,83 \times 10^{-6}$	704,3	10	28,7	2,9	707,2	$1,84 \times 10^{-6}$
	10	-	708,1	6	-	-	-	-
	12	-	708,8	3	-	-	-	-
	14	-	705,8	1	-	-	-	-
B3	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,26 \times 10^{-6}$	706,6	25	27,6	6,9	713,5	$1,27 \times 10^{-6}$
	4	$7,15 \times 10^{-7}$	704,3	18	14,6	2,6	706,9	$7,18 \times 10^{-7}$
	6	$2,63 \times 10^{-6}$	703,6	14	44,6	6,2	709,8	$2,66 \times 10^{-6}$
	8	$6,07 \times 10^{-7}$	704,3	11	19,4	2,1	706,4	$6,09 \times 10^{-7}$
	10	$1,67 \times 10^{-6}$	708,1	10	35,2	3,5	711,6	$1,67 \times 10^{-6}$
	12	$7,05 \times 10^{-7}$	708,8	10	24,4	2,4	711,2	$7,08 \times 10^{-7}$
	14	$2,23 \times 10^{-6}$	705,8	10	41,8	4,2	710,0	$2,24 \times 10^{-6}$
B4	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,30 \times 10^{-6}$	706,6	55	13,9	7,6	714,2	$1,31 \times 10^{-6}$
	4	$1,44 \times 10^{-6}$	704,3	53	19,1	10,1	714,4	$1,47 \times 10^{-6}$
	6	$2,61 \times 10^{-6}$	703,6	43	29,1	12,5	716,1	$2,66 \times 10^{-6}$
	8	-	704,3	39	-	-	-	-
	10	-	708,1	35	-	-	-	-
	12	-	708,8	28	-	-	-	-
	14	-	705,8	24	-	-	-	-
B5	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$4,51 \times 10^{-6}$	706,6	58	19,1	11,1	717,7	$4,58 \times 10^{-6}$
	4	$1,99 \times 10^{-6}$	704,3	55	18,9	10,4	714,7	$2,02 \times 10^{-6}$
	6	$4,88 \times 10^{-6}$	703,6	51	41,1	21,0	724,6	$5,03 \times 10^{-6}$
	8	$1,06 \times 10^{-6}$	704,3	42	14,7	6,2	710,5	$1,07 \times 10^{-6}$
	10	$2,77 \times 10^{-6}$	708,1	33	36,0	11,9	720,0	$2,82 \times 10^{-6}$
	12	$8,86 \times 10^{-7}$	708,8	9	24,7	2,2	711,0	$8,89 \times 10^{-7}$
	14	-	705,8	4	-	-	-	-

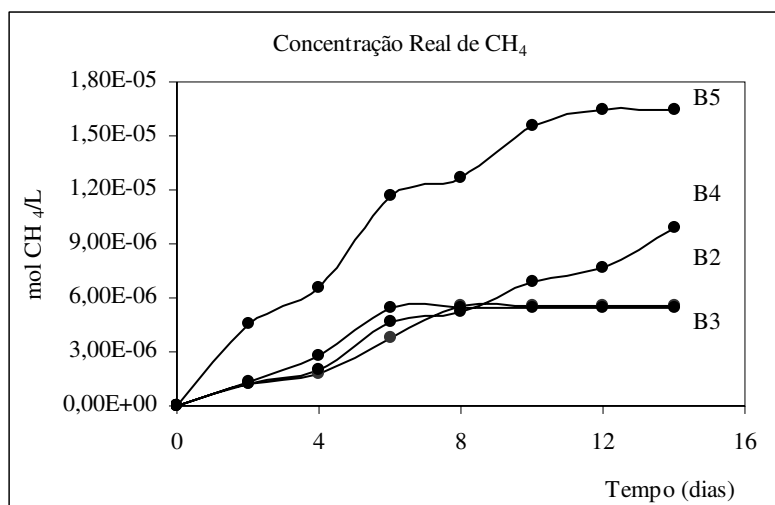


Figura 39. Perfil da concentração molar real de CH_4 (*Bateria 12*).

Na **Figura 40** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH_4 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

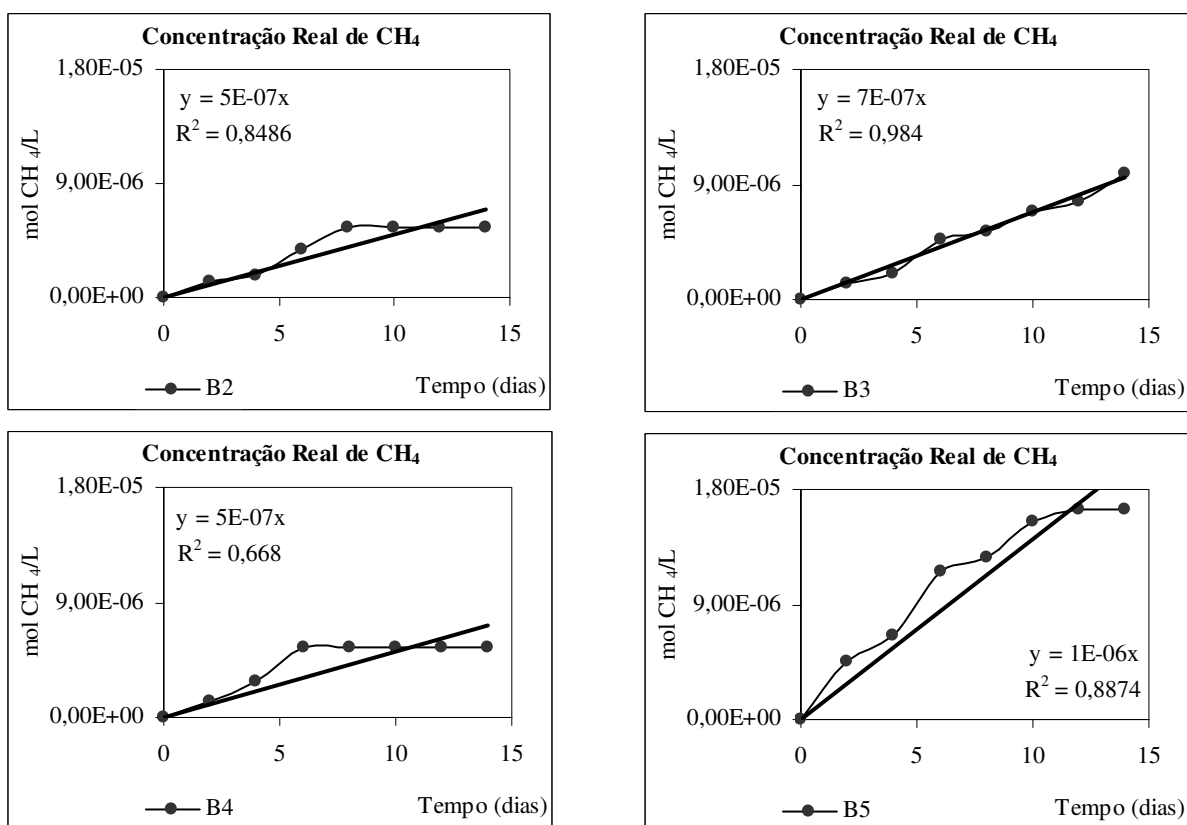


Figura 40. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH_4 (*Bateria 12*).

A **Tabela 44** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄.

Tabela 44. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH₄}) (*Bateria 12*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V _{"headspace"}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH ₄ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH ₄ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	B2	88	15	1,32	4,97x10 ⁻⁷	0,135	8,14x10 ⁻⁷
	B3	89	15	1,34	6,78x10 ⁻⁷	0,135	1,10x10 ⁻⁶
	B4	80	8	0,64	5,10x10 ⁻⁷	0,135	1,72x10 ⁻⁶
	B5	79	17	1,34	1,41x10 ⁻⁶	0,135	2,26x10 ⁻⁶

5.2.2.2 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO₂}).

A **Tabela 45** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO₂ a partir dos dados de concentração remanescente de CO₂, obtido por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO₂ é ilustrado na **Figura 41**.

Tabela 45. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 12**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$ (mol/L)	P_{atm} (mmHg)	PF_{relativa}	FM_{olar} (%)	P_{CH_4} (mmHg)	PF_{absoluta}	C_{real} (mol/L)
B2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,21 \times 10^{-5}$	706,6	33	90,7	29,9	736,5	$1,26 \times 10^{-5}$
	4	$6,60 \times 10^{-6}$	704,3	21	93,2	19,6	723,9	$6,78 \times 10^{-6}$
	6	$6,03 \times 10^{-6}$	703,6	13	75,0	9,7	713,3	$6,12 \times 10^{-6}$
	8	$4,54 \times 10^{-6}$	704,3	10	71,3	7,1	711,4	$4,59 \times 10^{-6}$
	10	$1,96 \times 10^{-6}$	708,1	6	100,0	6,0	714,1	$1,98 \times 10^{-6}$
	12	$2,32 \times 10^{-6}$	708,8	3	100,0	3,0	711,8	$2,33 \times 10^{-6}$
	14	$5,25 \times 10^{-6}$	705,8	1	100,0	1,0	706,8	$5,26 \times 10^{-6}$
B3	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$3,30 \times 10^{-6}$	706,6	25	72,4	18,1	724,7	$3,38 \times 10^{-6}$
	4	$4,17 \times 10^{-6}$	704,3	18	85,4	15,4	719,7	$4,26 \times 10^{-6}$
	6	$3,27 \times 10^{-6}$	703,6	14	55,4	7,8	711,4	$3,31 \times 10^{-6}$
	8	$2,52 \times 10^{-6}$	704,3	11	80,6	8,9	713,2	$2,56 \times 10^{-6}$
	10	$3,07 \times 10^{-6}$	708,1	10	64,8	6,5	714,6	$3,09 \times 10^{-6}$
	12	$2,18 \times 10^{-6}$	708,8	10	75,6	7,6	716,4	$2,21 \times 10^{-6}$
	14	$3,11 \times 10^{-6}$	705,8	10	58,2	5,8	711,6	$3,13 \times 10^{-6}$
B4	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$8,06 \times 10^{-6}$	706,6	55	86,1	47,4	754,0	$8,60 \times 10^{-6}$
	4	$6,13 \times 10^{-6}$	704,3	53	80,9	42,9	747,2	$6,50 \times 10^{-6}$
	6	$6,34 \times 10^{-6}$	703,6	43	70,9	30,5	734,1	$6,62 \times 10^{-6}$
	8	$3,87 \times 10^{-6}$	704,3	39	100,0	39,0	743,3	$4,09 \times 10^{-6}$
	10	$1,75 \times 10^{-6}$	708,1	35	100,0	35,0	743,1	$1,83 \times 10^{-6}$
	12	$3,82 \times 10^{-6}$	708,8	28	100,0	28,0	736,8	$3,97 \times 10^{-6}$
	14	$1,03 \times 10^{-6}$	705,8	24	100,0	24,0	729,8	$1,06 \times 10^{-6}$
B5	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,91 \times 10^{-5}$	706,6	58	80,9	46,9	753,5	$2,03 \times 10^{-5}$
	4	$8,53 \times 10^{-6}$	704,3	55	81,1	44,6	748,9	$9,07 \times 10^{-6}$
	6	$6,99 \times 10^{-6}$	703,6	51	58,9	30,0	733,6	$7,29 \times 10^{-6}$
	8	$6,14 \times 10^{-6}$	704,3	42	85,3	35,8	740,1	$6,45 \times 10^{-6}$
	10	$4,92 \times 10^{-6}$	708,1	33	64,0	21,1	729,2	$5,07 \times 10^{-6}$
	12	$2,70 \times 10^{-6}$	708,8	9	75,3	6,8	715,6	$2,73 \times 10^{-6}$
	14	$3,07 \times 10^{-6}$	705,8	4	100,0	4,0	709,8	$3,09 \times 10^{-6}$

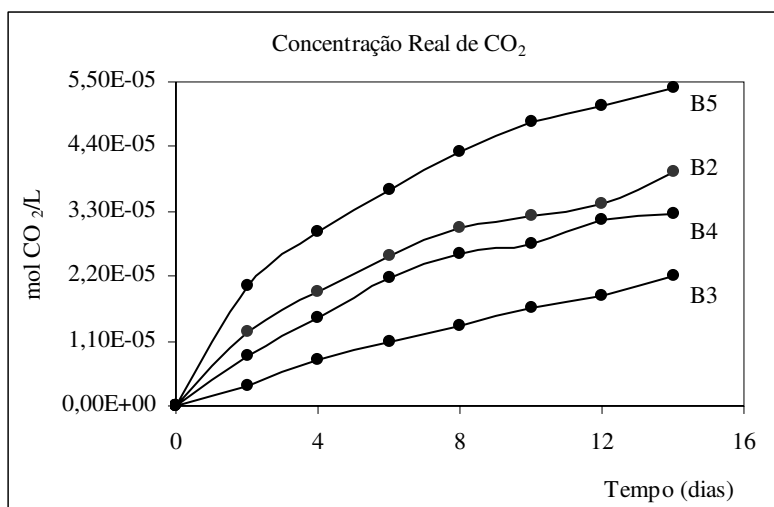


Figura 41. Perfil da concentração molar real de CO₂ (*Bateria 12*).

Na **Figura 42** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

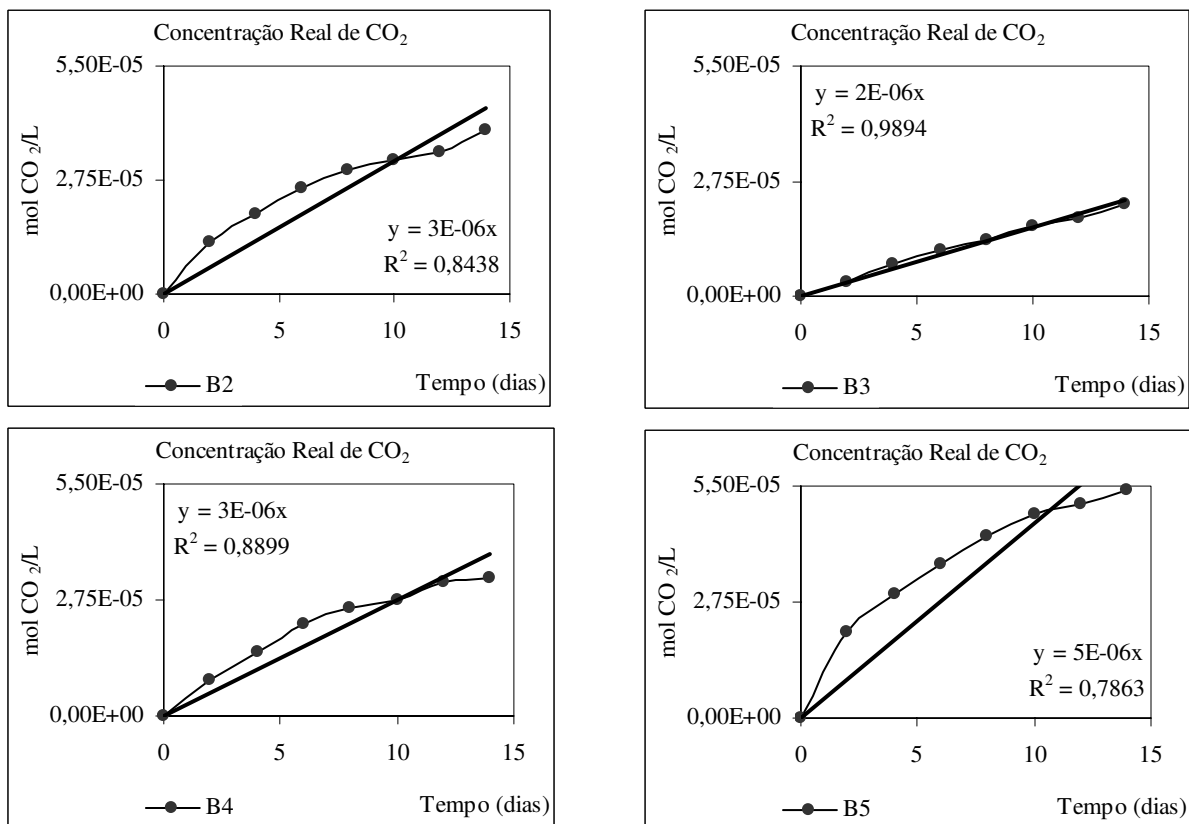


Figura 42. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (*Bateria 12*).

A **Tabela 46** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela 46. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO2}) (*Bateria 12*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	B2	88	15	1,32	3,19x10 ⁻⁶	0,135	1,44x10 ⁻⁵
	B3	89	15	1,34	1,62x10 ⁻⁶	0,135	7,23x10 ⁻⁶
	B4	80	8	0,64	2,73x10 ⁻⁶	0,135	2,53x10 ⁻⁵
	B5	79	17	1,34	4,59x10 ⁻⁶	0,135	2,03x10 ⁻⁵

5.2.3 Bateria 13 – Terceira Etapa

As **Tabelas 47** e **48** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as respectivas concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂, obtidos por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 10 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂ é ilustrada na **Figura 43**.

Tabela 47. Unidades de área de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (*Bateria 13*).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem							
	B2		B3		B4		B5	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₅	CO ₃	CH ₄	CO ₂
2	459,0	3385,0	-	4109,0	863,0	6051,5	657,0	4316,5
4	-	1709,0	241,5	3329,5	235,0	2728,5	690,0	2613,0
6	-	1492,5	376,5	3139,5	169,0	1819,0	342,5	2097,0
8	-	1596,0	431,0	1972,0	343,5	2080,0	496,5	2122,5
10	-	1340,0	249,5	1335,0	117,0	1584,5	664,5	2108,5
12	-	324,0	183,5	1205,0	619,5	1585,0	475,5	2058,5
14	-	707,5	480,0	1541,5	-	1694,0	251,5	1918,0

Tabela 48. Concentrações molares remanescentes de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (**Bateria 13**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem							
	B2		B3		B4		B5	
	C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	2,21x10 ⁻⁶	1,02x10 ⁻⁵	-	1,24x10 ⁻⁵	4,16x10 ⁻⁶	1,82x10 ⁻⁵	3,16x10 ⁻⁶	1,30x10 ⁻⁵
4	-	5,15x10 ⁻⁶	1,16x10 ⁻⁶	1,00x10 ⁻⁵	1,13x10 ⁻⁶	8,23x10 ⁻⁶	3,32x10 ⁻⁶	7,88x10 ⁻⁶
6	-	4,50x10 ⁻⁶	1,81x10 ⁻⁶	9,47x10 ⁻⁶	8,14x10 ⁻⁷	5,48x10 ⁻⁶	1,65x10 ⁻⁶	6,32x10 ⁻⁶
8	-	4,81x10 ⁻⁶	2,08x10 ⁻⁶	5,95x10 ⁻⁶	1,65x10 ⁻⁶	6,27x10 ⁻⁶	2,39x10 ⁻⁶	6,40x10 ⁻⁶
10	-	4,04x10 ⁻⁶	1,20x10 ⁻⁶	4,02x10 ⁻⁶	5,63x10 ⁻⁷	4,78x10 ⁻⁶	3,20x10 ⁻⁶	6,36x10 ⁻⁶
12	-	9,77x10 ⁻⁷	8,84x10 ⁻⁷	3,63x10 ⁻⁶	2,98x10 ⁻⁶	4,78x10 ⁻⁶	2,29x10 ⁻⁶	6,21x10 ⁻⁶
14	-	2,13x10 ⁻⁶	2,31x10 ⁻⁶	4,65x10 ⁻⁶	-	5,11x10 ⁻⁶	1,21x10 ⁻⁶	5,78x10 ⁻⁶

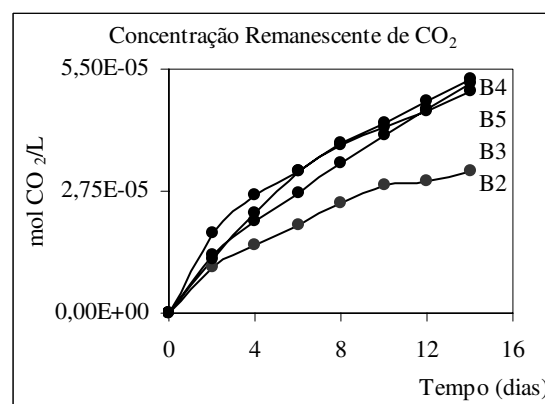
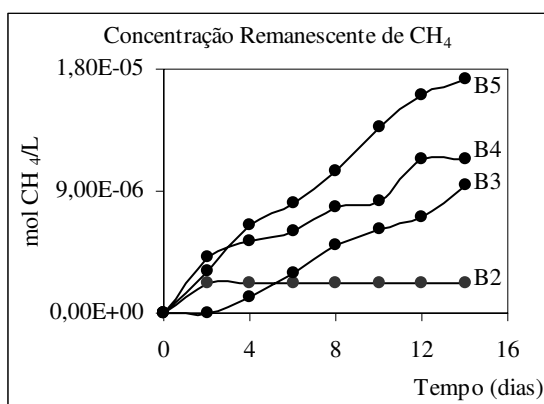


Figura 43. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (**Bateria 13**).

5.2.3.1 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}).

A **Tabela 49** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura 44**.

Tabela 49. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 13**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$ (mol/L)	P_{atm} (mmHg)	PF_{relativa}	FM_{olar} (%)	P_{CH_4} (mmHg)	PF_{absoluta}	C_{real} (mol/L)
B2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$2,21 \times 10^{-6}$	707,3	77	17,8	13,7	721,0	$2,25 \times 10^{-6}$
	4	-	708,1	50	-	-	-	-
	6	-	705,8	48	-	-	-	-
	8	-	706,6	43	-	-	-	-
	10	-	704,3	35	-	-	-	-
	12	-	703,6	26	-	-	-	-
	14	-	704,3	26	-	-	-	-
B3	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	707,3	102	-	-	-	-
	4	$1,16 \times 10^{-6}$	708,1	75	10,4	7,8	715,9	$1,18 \times 10^{-6}$
	6	$1,81 \times 10^{-6}$	705,8	52	16,1	8,4	714,2	$1,83 \times 10^{-6}$
	8	$2,08 \times 10^{-6}$	706,6	50	25,9	12,9	719,5	$2,11 \times 10^{-6}$
	10	$1,20 \times 10^{-6}$	704,3	46	23,0	10,6	714,9	$1,22 \times 10^{-6}$
	12	$8,84 \times 10^{-7}$	703,6	41	19,6	8,0	711,6	$8,94 \times 10^{-7}$
	14	$2,31 \times 10^{-6}$	704,3	35	33,2	11,6	715,9	$2,35 \times 10^{-6}$
B4	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$4,16 \times 10^{-6}$	707,3	101	18,6	18,7	726,0	$4,27 \times 10^{-6}$
	4	$1,13 \times 10^{-6}$	708,1	64	12,1	7,7	715,8	$1,14 \times 10^{-6}$
	6	$8,14 \times 10^{-7}$	705,8	53	12,9	6,8	712,6	$8,22 \times 10^{-7}$
	8	$1,65 \times 10^{-6}$	706,6	36	20,9	7,5	714,1	$1,67 \times 10^{-6}$
	10	$5,63 \times 10^{-7}$	704,3	24	10,5	2,5	706,8	$5,65 \times 10^{-7}$
	12	$2,98 \times 10^{-6}$	703,6	15	38,4	5,8	709,4	$3,01 \times 10^{-6}$
	14	-	704,3	5	-	-	-	-
B5	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$3,16 \times 10^{-6}$	707,3	62	19,6	12,1	719,4	$3,22 \times 10^{-6}$
	4	$3,32 \times 10^{-6}$	708,1	53	29,7	15,7	723,8	$3,40 \times 10^{-6}$
	6	$1,65 \times 10^{-6}$	705,8	51	20,7	10,6	716,4	$1,67 \times 10^{-6}$
	8	$2,39 \times 10^{-6}$	706,6	37	27,2	10,1	716,7	$2,42 \times 10^{-6}$
	10	$3,20 \times 10^{-6}$	704,3	33	33,5	11,0	715,3	$3,25 \times 10^{-6}$
	12	$2,29 \times 10^{-6}$	703,6	20	26,9	5,4	709,0	$2,31 \times 10^{-6}$
	14	$1,21 \times 10^{-6}$	704,3	8	17,3	1,4	705,7	$1,21 \times 10^{-6}$

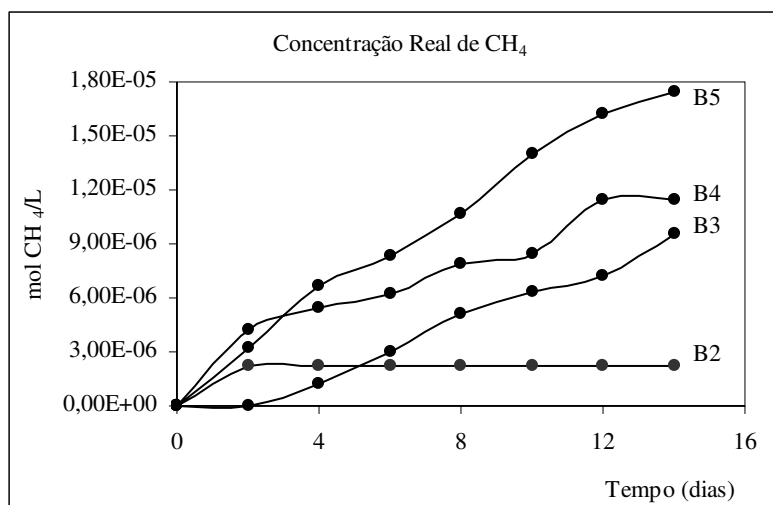


Figura 44. Perfil da concentração molar real de CH₄ (*Bateria 13*).

Na **Figura 45** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH₄ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

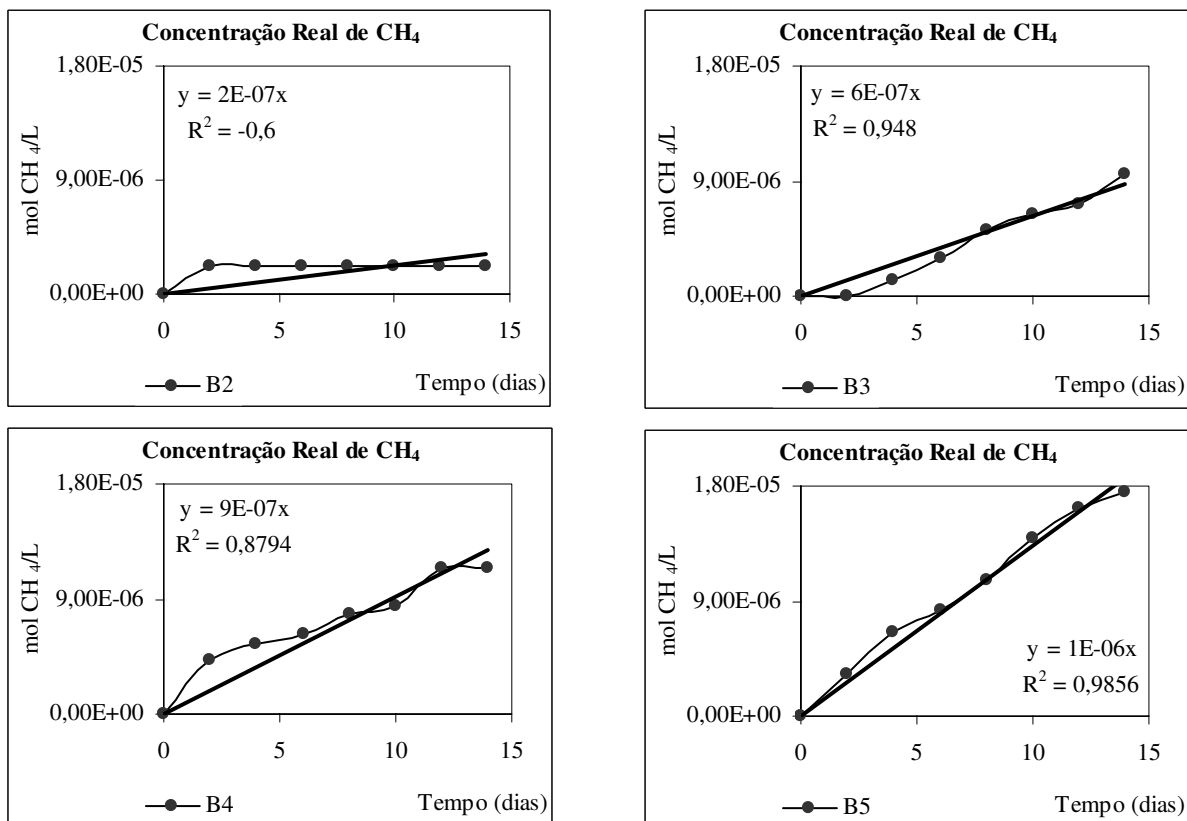


Figura 45. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH₄ (*Bateria 13*).

A **Tabela 50** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄.

Tabela 50. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH_4}) (*Bateria 13*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH ₄ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH ₄ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	B2	101	13	1,31	2,25x10 ⁻⁷	0,135	3,71x10 ⁻⁷
	B3	92	15	1,38	6,22x10 ⁻⁷	0,135	9,73x10 ⁻⁷
	B4	102	13	1,33	9,18x10 ⁻⁷	0,135	1,49x10 ⁻⁶
	B5	88	15	1,32	1,34x10 ⁻⁶	0,135	2,19x10 ⁻⁶

5.2.3.2 Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}).

A **Tabela 51** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO₂ a partir dos dados de concentração remanescente de CO₂, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO₂ é ilustrado na **Figura 46**.

Tabela 51. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 13**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$ (mol/L)	P_{atm} (mmHg)	PF_{relativa} (mmHg)	FM_{olar} (%)	P_{CH_4} (mmHg)	PF_{absoluta} (mmHg)	C_{real} (mol/L)
B2	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,02 \times 10^{-5}$	707,3	77	82,2	63,3	770,6	$1,11 \times 10^{-5}$
	4	$5,15 \times 10^{-6}$	708,1	50	100,0	50,0	758,1	$5,52 \times 10^{-6}$
	6	$4,50 \times 10^{-6}$	705,8	48	100,0	48,0	753,8	$4,81 \times 10^{-6}$
	8	$4,81 \times 10^{-6}$	706,6	43	100,0	43,0	749,6	$5,10 \times 10^{-6}$
	10	$4,04 \times 10^{-6}$	704,3	35	100,0	35,0	739,3	$4,24 \times 10^{-6}$
	12	$9,77 \times 10^{-7}$	703,6	26	100,0	26,0	729,6	$1,01 \times 10^{-6}$
	14	$2,13 \times 10^{-6}$	704,3	26	100,0	26,0	730,3	$2,21 \times 10^{-6}$
B3	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,24 \times 10^{-5}$	707,3	102	100,0	102,0	809,3	$1,42 \times 10^{-5}$
	4	$1,00 \times 10^{-5}$	708,1	75	89,6	67,2	775,3	$1,10 \times 10^{-5}$
	6	$9,47 \times 10^{-6}$	705,8	52	83,9	43,6	749,4	$1,01 \times 10^{-5}$
	8	$5,95 \times 10^{-6}$	706,6	50	74,1	37,1	743,7	$6,26 \times 10^{-6}$
	10	$4,02 \times 10^{-6}$	704,3	46	77,0	35,4	739,7	$4,23 \times 10^{-6}$
	12	$3,63 \times 10^{-6}$	703,6	41	80,4	33,0	736,6	$3,80 \times 10^{-6}$
	14	$4,65 \times 10^{-6}$	704,3	35	66,8	23,4	727,7	$4,80 \times 10^{-6}$
B4	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,82 \times 10^{-5}$	707,3	101	81,4	82,3	789,6	$2,04 \times 10^{-5}$
	4	$8,23 \times 10^{-6}$	708,1	64	87,9	56,3	764,4	$8,88 \times 10^{-6}$
	6	$5,48 \times 10^{-6}$	705,8	53	87,1	46,2	752,0	$5,84 \times 10^{-6}$
	8	$6,27 \times 10^{-6}$	706,6	36	79,1	28,5	735,1	$6,52 \times 10^{-6}$
	10	$4,78 \times 10^{-6}$	704,3	24	89,5	21,5	725,8	$4,92 \times 10^{-6}$
	12	$4,78 \times 10^{-6}$	703,6	15	61,6	9,2	712,8	$4,84 \times 10^{-6}$
	14	$5,11 \times 10^{-6}$	704,3	5	100,0	5,0	709,3	$5,14 \times 10^{-6}$
B5	0	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,30 \times 10^{-5}$	707,3	62	80,4	49,9	757,2	$1,39 \times 10^{-5}$
	4	$7,88 \times 10^{-6}$	708,1	53	70,3	37,3	745,4	$8,29 \times 10^{-6}$
	6	$6,32 \times 10^{-6}$	705,8	51	79,3	40,4	746,2	$6,68 \times 10^{-6}$
	8	$6,40 \times 10^{-6}$	706,6	37	72,8	26,9	733,5	$6,64 \times 10^{-6}$
	10	$6,36 \times 10^{-6}$	704,3	33	66,5	22,0	726,3	$6,55 \times 10^{-6}$
	12	$6,21 \times 10^{-6}$	703,6	20	73,1	14,6	718,2	$6,33 \times 10^{-6}$
	14	$5,78 \times 10^{-6}$	704,3	8	82,7	6,6	710,9	$5,84 \times 10^{-6}$

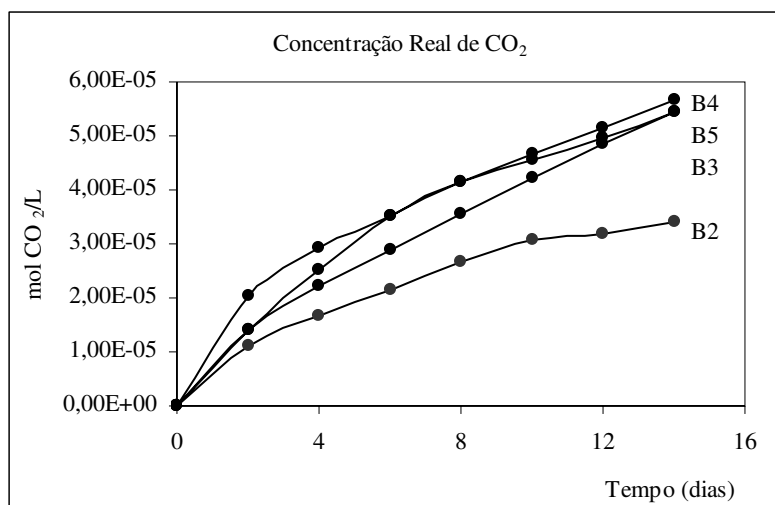


Figura 46. Perfil da concentração molar real de CO₂ (*Bateria 13*).

Na **Figura 47** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

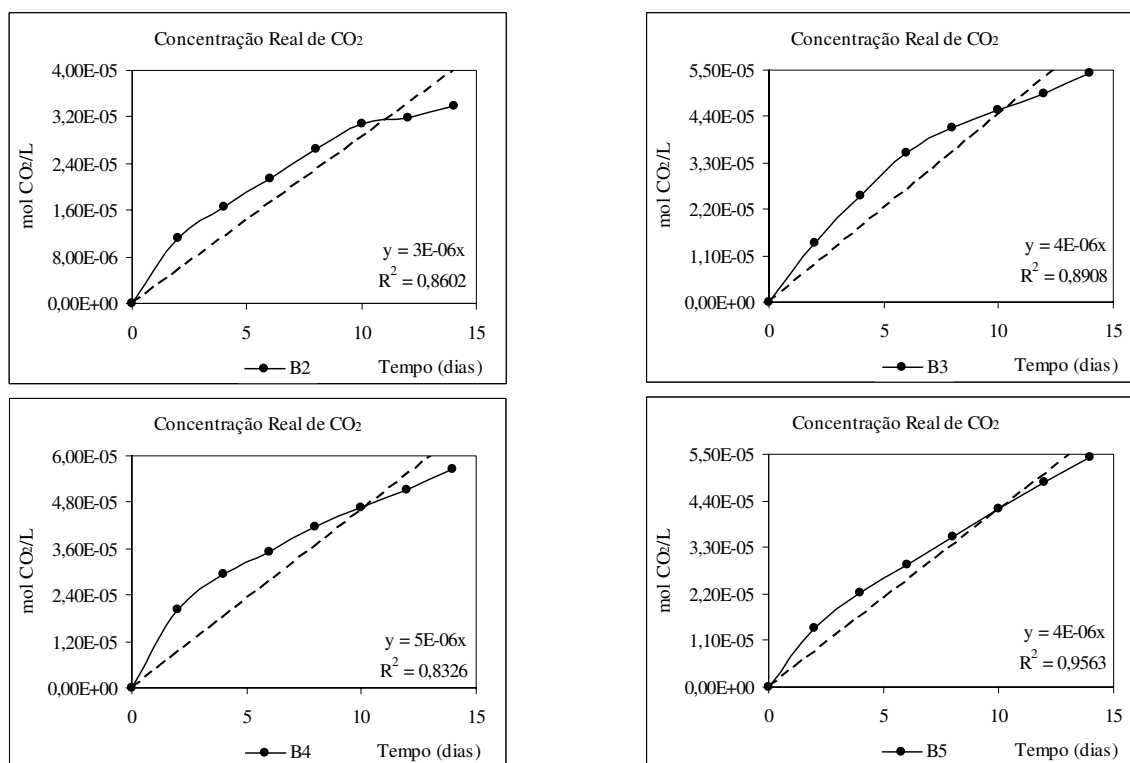


Figura 47. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (*Bateria 13*).

A **Tabela 52** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela 52. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}) (*Bateria 13*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	B2	101	13	1,31	2,85x10 ⁻⁶	0,135	1,29x10 ⁻⁵
	B3	92	15	1,38	4,43x10 ⁻⁶	0,135	1,91x10 ⁻⁵
	B4	102	13	1,33	4,60x10 ⁻⁶	0,135	2,06x10 ⁻⁵
	B5	88	15	1,32	4,17x10 ⁻⁶	0,135	1,88x10 ⁻⁵

5.2.4 Resumo e Discussão dos Resultados das Baterias 11, 12 e 13

A **Tabela 53** apresenta de forma resumida os valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} obtidos nas **Baterias 11, 12 e 13** visando uma discussão mais objetiva dos resultados.

Tabela 53. Valores da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH_4}) e CO₂ (K_{CO_2}) obtidos na *Baterias 11, 12 e 13*.

Tempo (dias)	Ponto Avaliado	CH ₄	CO ₂
30	B2	8,53x10 ⁻⁷	154x10 ⁻⁷
	B3	11,3x10 ⁻⁷	200x10 ⁻⁷
	B4	19,2x10 ⁻⁷	204x10 ⁻⁷
	B5	24,0x10 ⁻⁷	225x10 ⁻⁷
20	B2	8,14x10 ⁻⁷	144x10 ⁻⁷
	B3	11,0x10 ⁻⁷	723x10 ⁻⁷
	B4	17,2x10 ⁻⁷	253x10 ⁻⁷
	B5	22,6x10 ⁻⁷	203x10 ⁻⁷
10	B2	3,71x10 ⁻⁷	129x10 ⁻⁷
	B3	9,73x10 ⁻⁷	191x10 ⁻⁷
	B4	14,9x10 ⁻⁷	206x10 ⁻⁷
	B5	21,9x10 ⁻⁷	188x10 ⁻⁷

Como pode ser observado na **Tabela 53**, os valores de K_{CH_4} obtidos nos testes com as amostras dos pontos intermediários do Sistema B é nítida a tendência de aumento dos valores ao longo dos pontos de amostragem (B₁, B₂, B₃ e B₄), durante a operação dos reatores anaeróbios sequenciais (Sistema RAS) para os TDHs de 30, 20 e 10 dias; simulando de forma coerente, o comportamento deste sistema em escala real (durante

sua avaliação no PROSAB). Como pode ser observado na **Tabela 53**, os valores de K_{CH_4} na entrada do Sistema RAS, foram sempre inferiores aos valores obtidos nos pontos intermediários, enquanto que os valores de K_{CH_4} na saída do Sistema RAS foram sempre superiores aos valores obtidos nos pontos intermediários.

Pode-se observar também, que o conjunto de resultados de K_{CH_4} obtidos nos testes com lodos do sistema RAS mostram uma tendência de queda com as reduções de TDHs de 30 para 20 e 10 dias, refletindo o comportamento observado na operação do sistema RAS, no decorrer do experimento desenvolvido no PROSAB, os quais apresentaram sempre reduções de eficiência na remoção de SV, acompanhando as reduções de TDH, indicando a instabilidade do Sistema RAS com a diminuição dos TDHs. Os resultados de K_{CO_2} obtidos nos testes não apresentaram uma tendência definida como as observadas com os valores de K_{CH_4} .

Os resultados obtidos nos testes de biodegradabilidade, refletiram, de maneira geral, o comportamento dos reatores anaeróbios sequenciais (sistema RAS) operados com TDHs de 30, 20 e 10 dias em escala real, indicando que a metodologia desenvolvida permite a estimativa dos “Coeficientes de Biodegradabilidade Anaeróbia Intrínseca” de lodos de esgoto por meio de testes simplificados de bancada, com boa reprodutibilidade.

5.3 Observações Microscópicas

Buscando facilitar a discussão das observações microscópicas realizadas nas amostras de lodo durante os TDHs de 30, 20 e 10 dias, estas são apresentadas de forma resumida no item 5.3.4, onde são discutidas.

5.3.1 Morfologias observadas durante o TDH de 30 dias

As observações microscópicas realizadas nas amostras de lodo durante o TDH de 30 dias estão apresentadas nas **Figuras 48 a 54**.

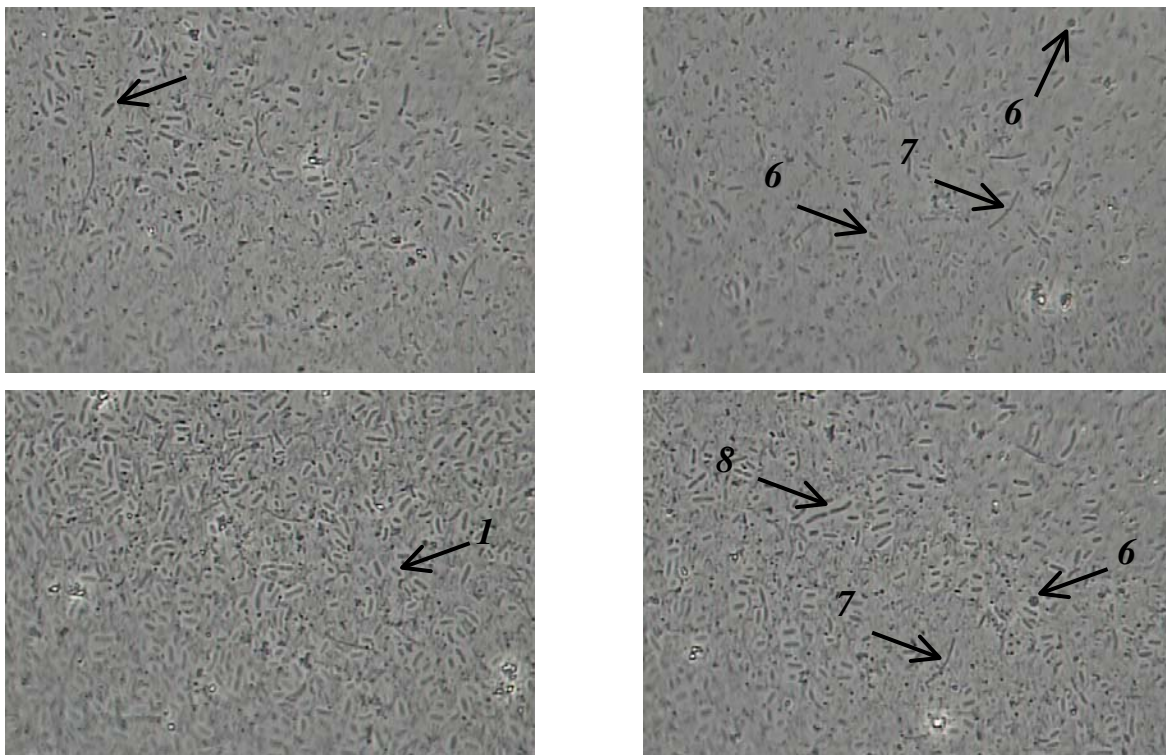


Figura 48. Morfologias presentes na Entrada dos sistemas, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

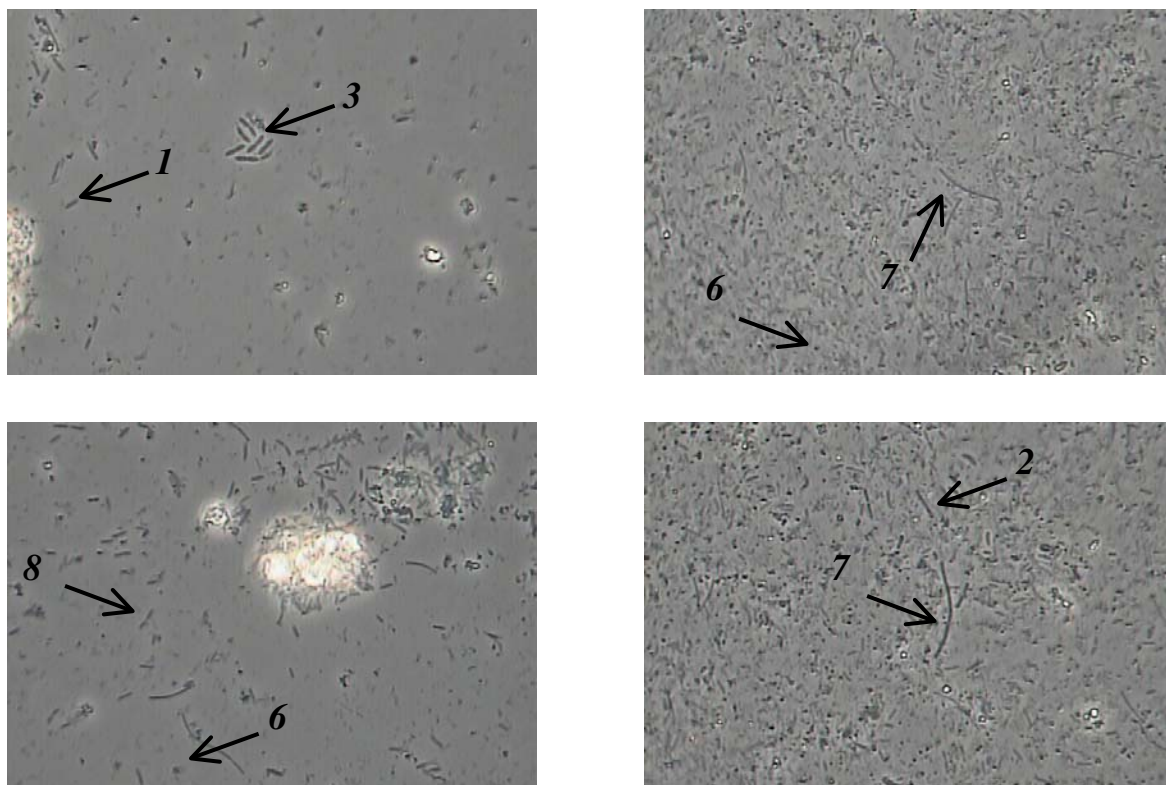


Figura 49. Morfologias presentes no ponto B2 do sistema B, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

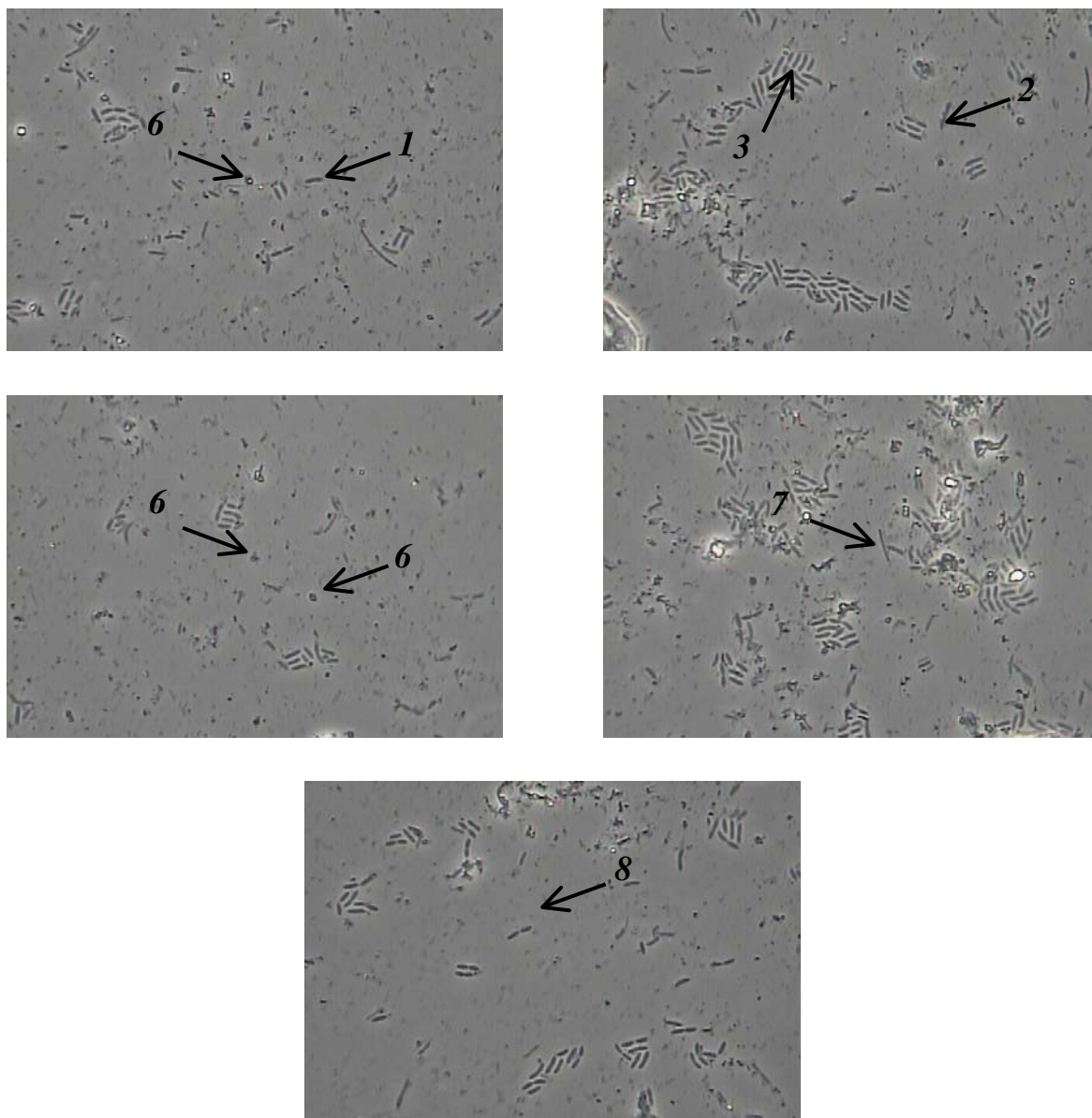


Figura 50. Morfologias presentes no ponto B3 do sistema B, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.



Figura 51. Morfologias presentes no ponto B4 do sistema B, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

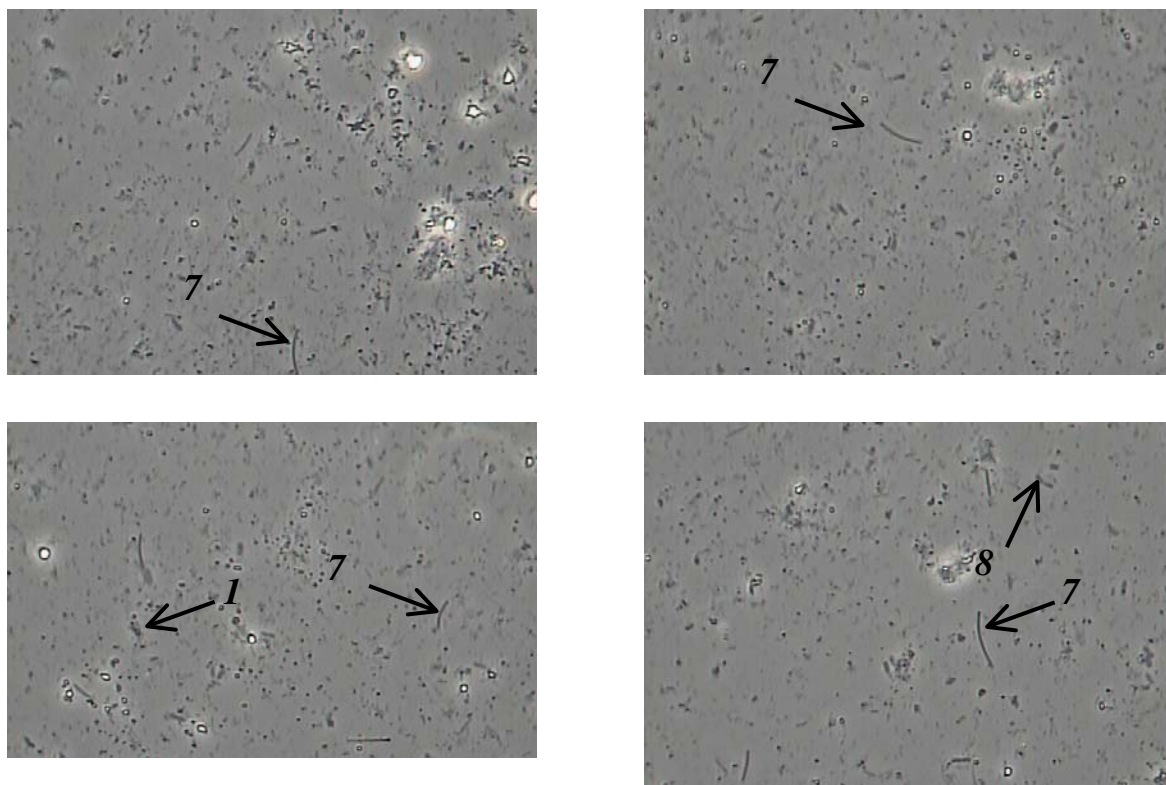


Figura 52. Morfologias presentes no ponto B5 do sistema B, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

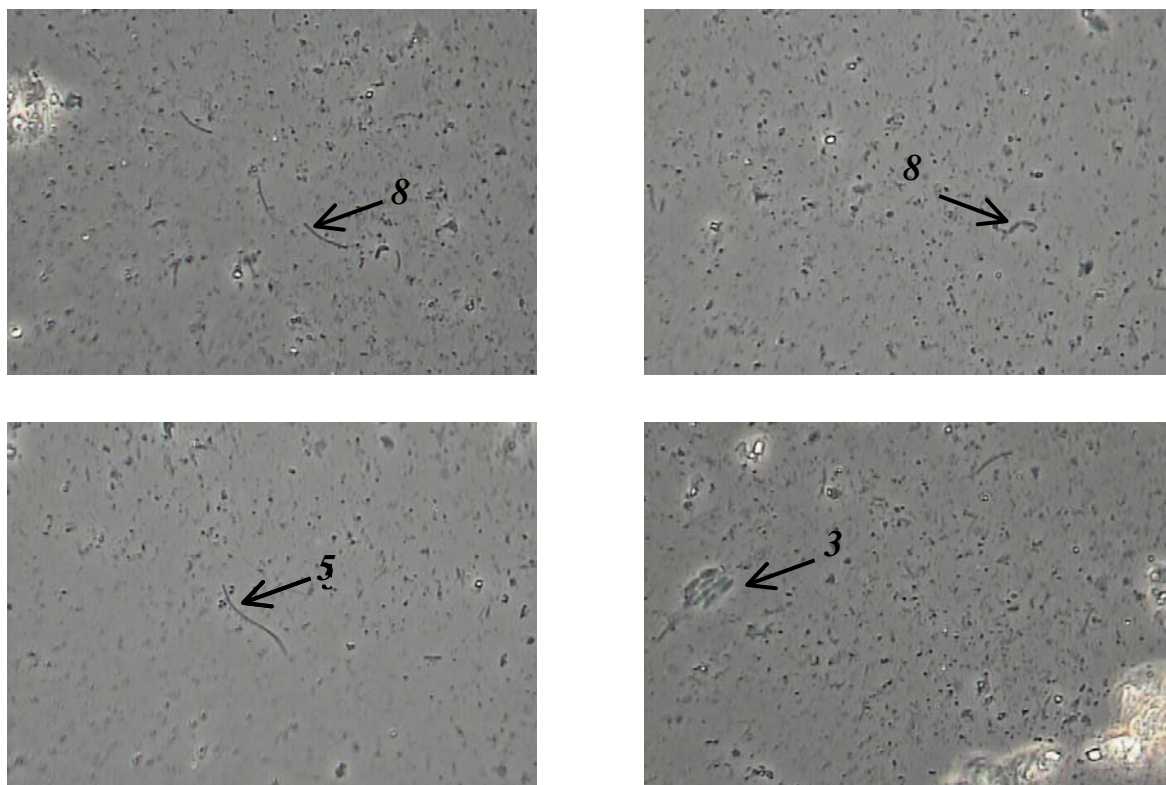


Figura 53. Morfologias presentes no ponto B6 do sistema B, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

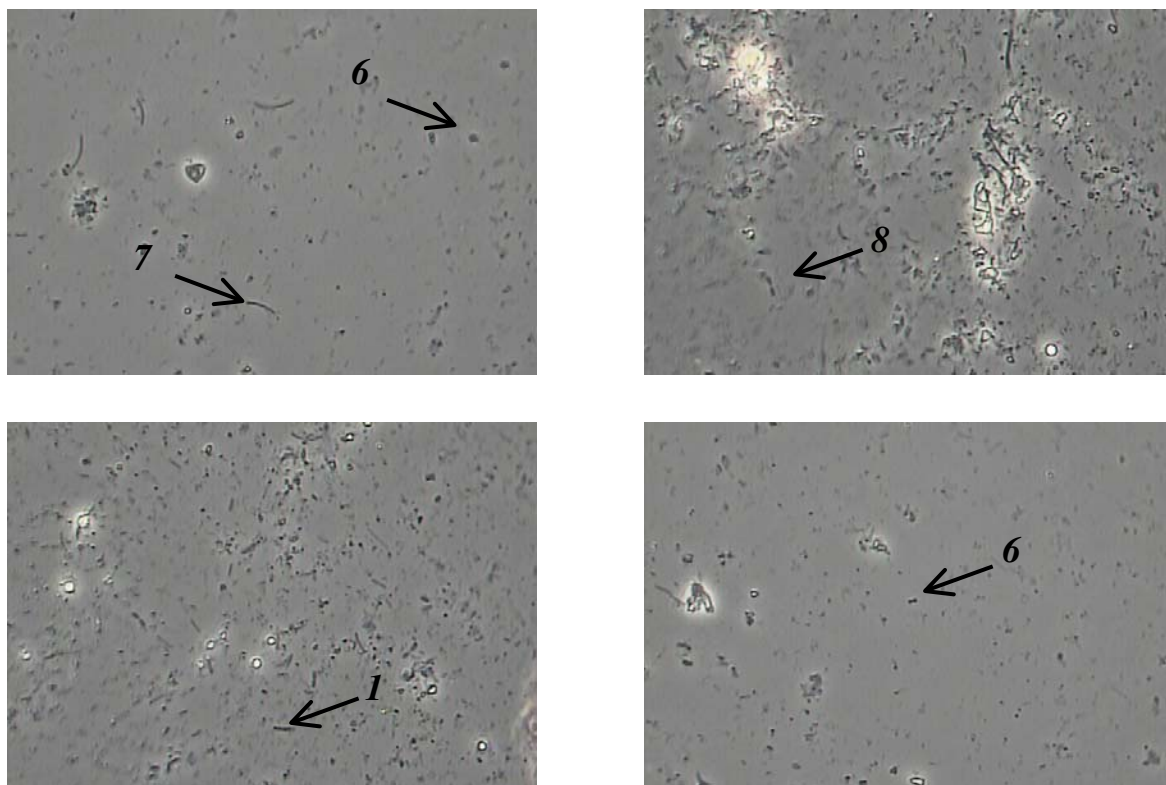


Figura 54. Morfologias presentes no ponto C2 do sistema B, operando com TDH de 30 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

5.3.2 Morfologias observadas durante o TDH de 20 dias

As observações microscópicas realizadas nas amostras de lodo durante o TDH de 20 dias estão apresentadas nas **Figuras 55 a 62**.

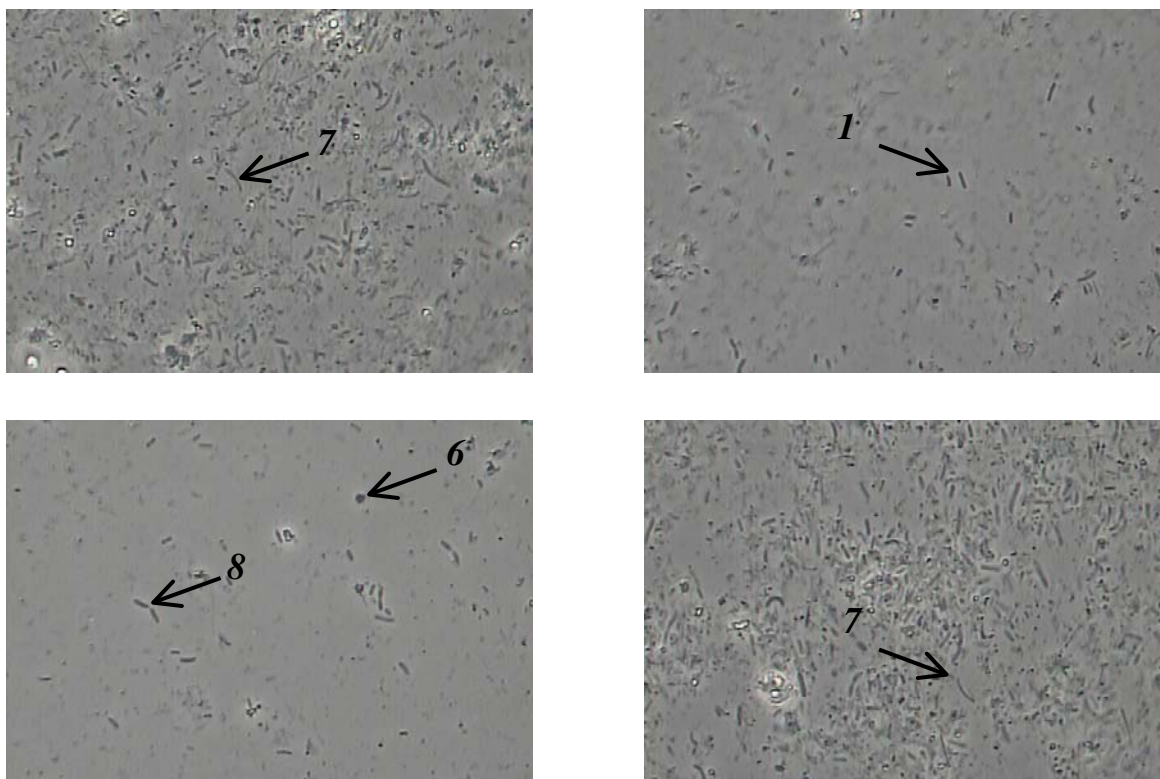


Figura 55. Morfologias presentes na Entrada dos sistemas, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

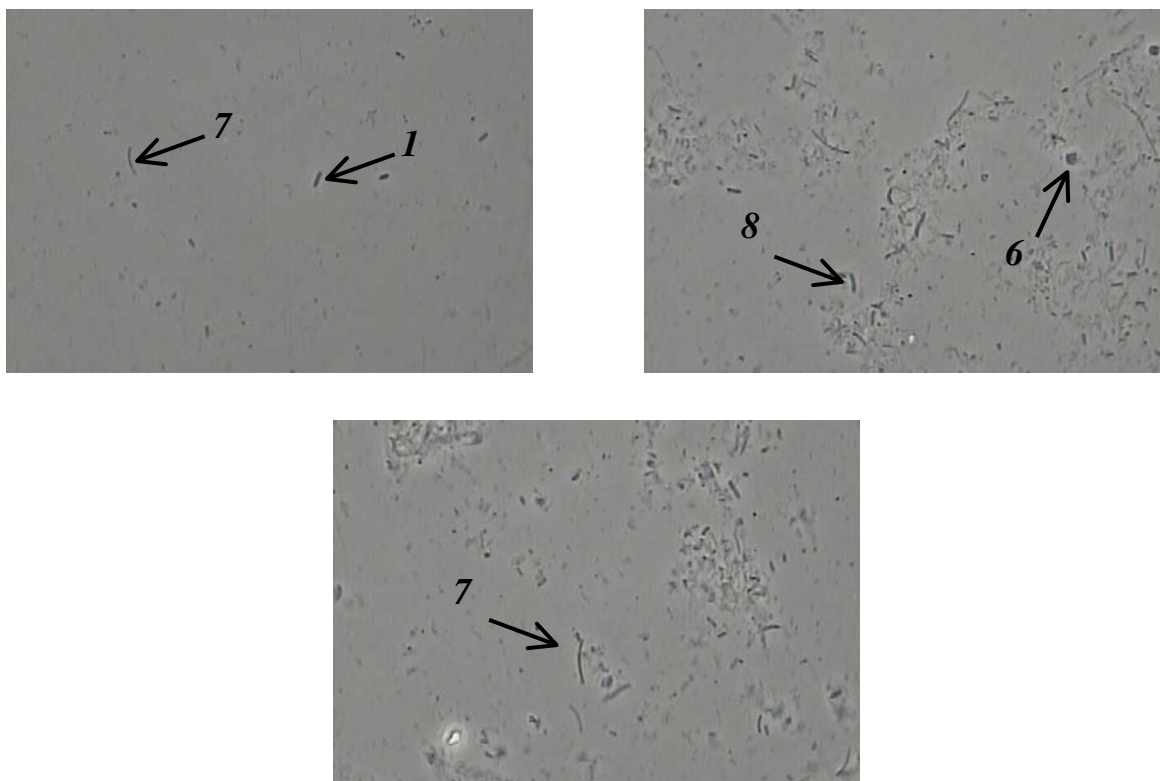


Figura 56. Morfologias presentes no ponto A6 do sistema A, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

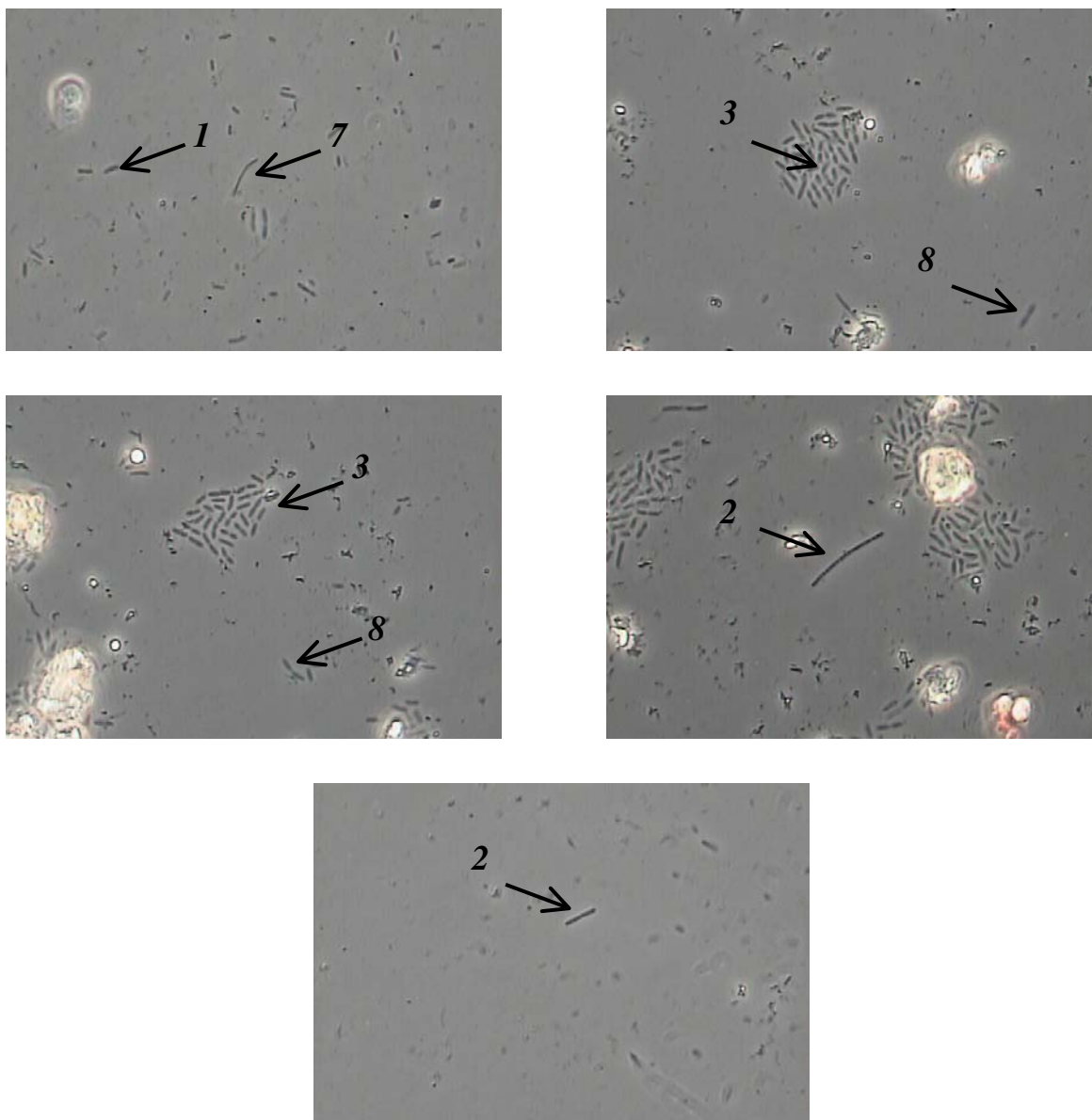


Figura 57. Morfologias presentes no ponto B2 do sistema B, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

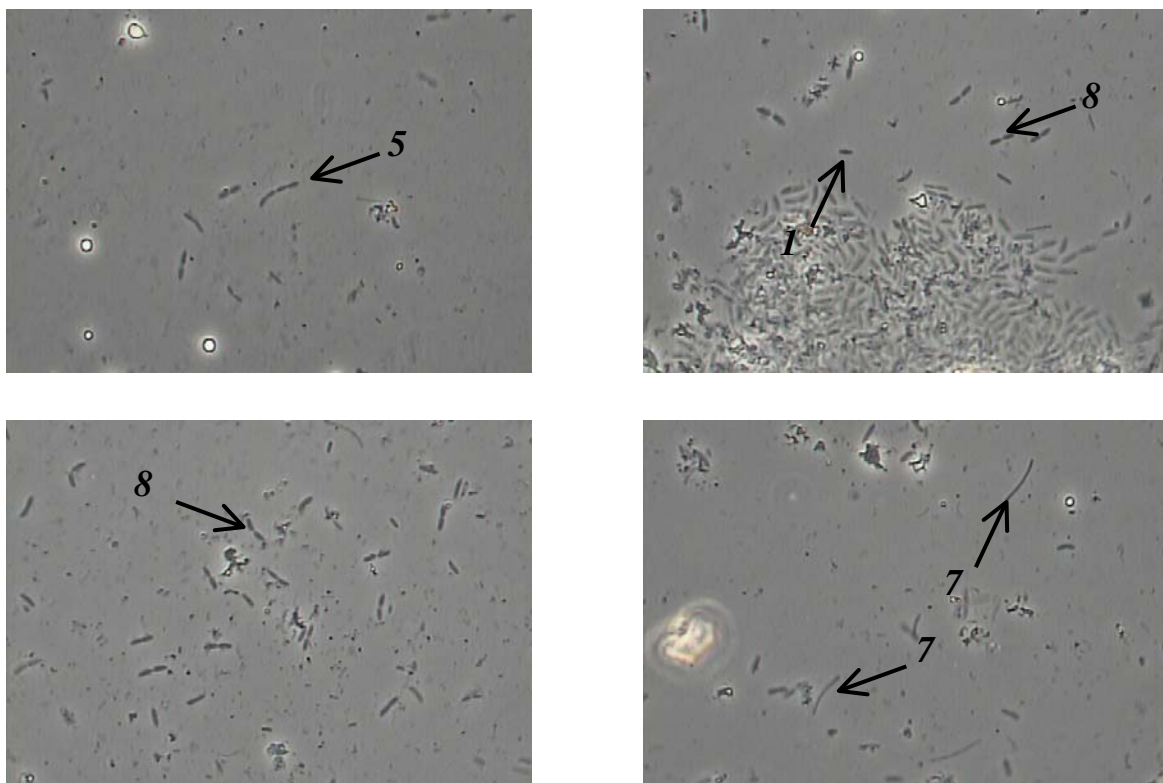


Figura 58. Morfologias presentes no ponto B3 do sistema B, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

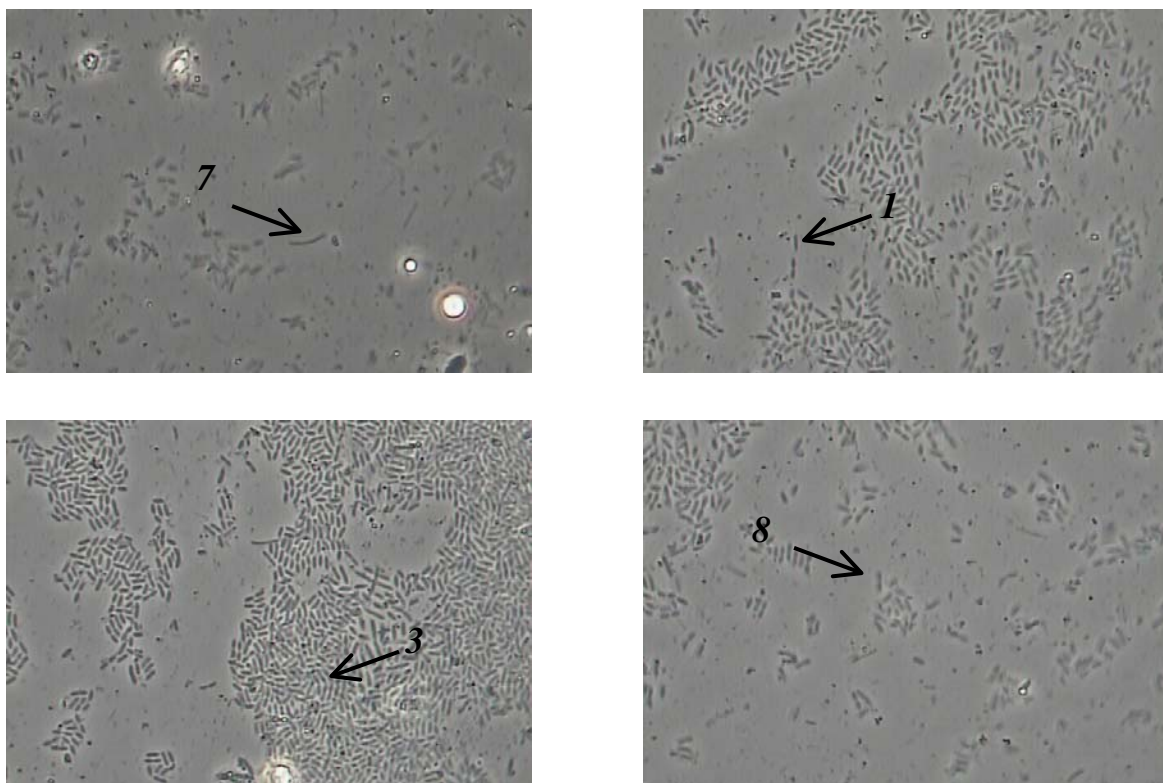


Figura 59. Morfologias presentes no ponto B4 do sistema B, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

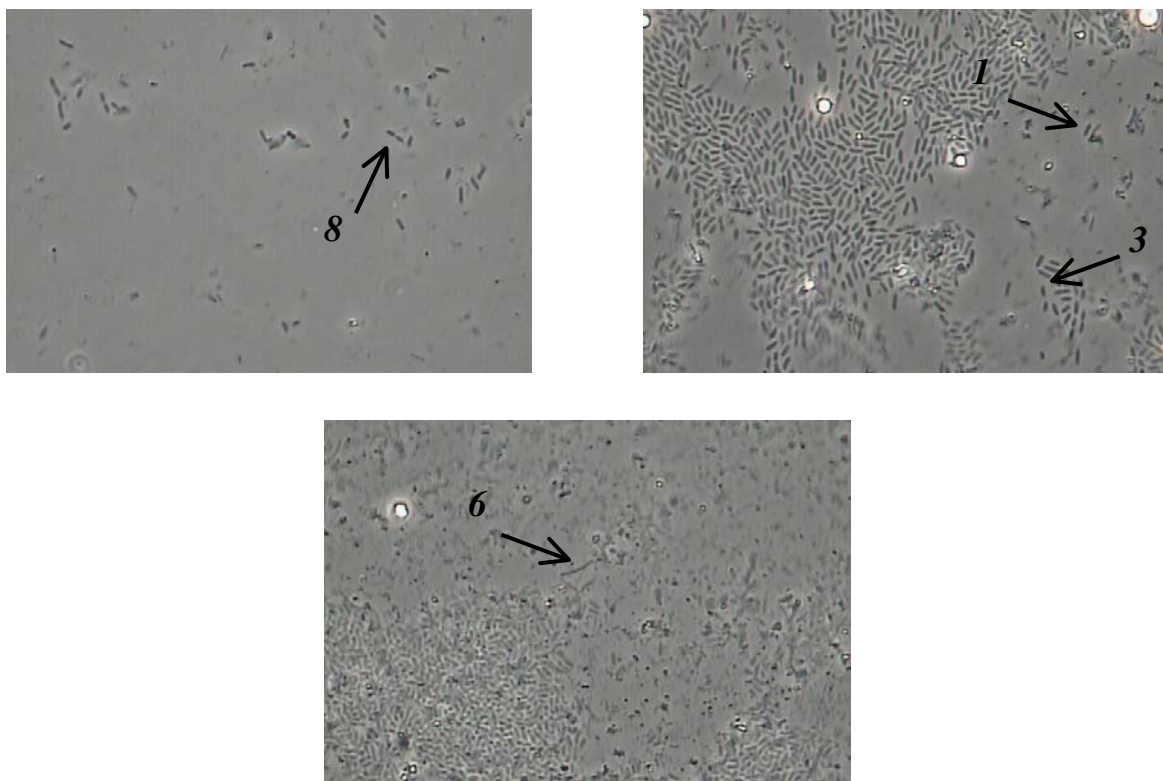


Figura 60. Morfologias presentes no ponto B5 do sistema B, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

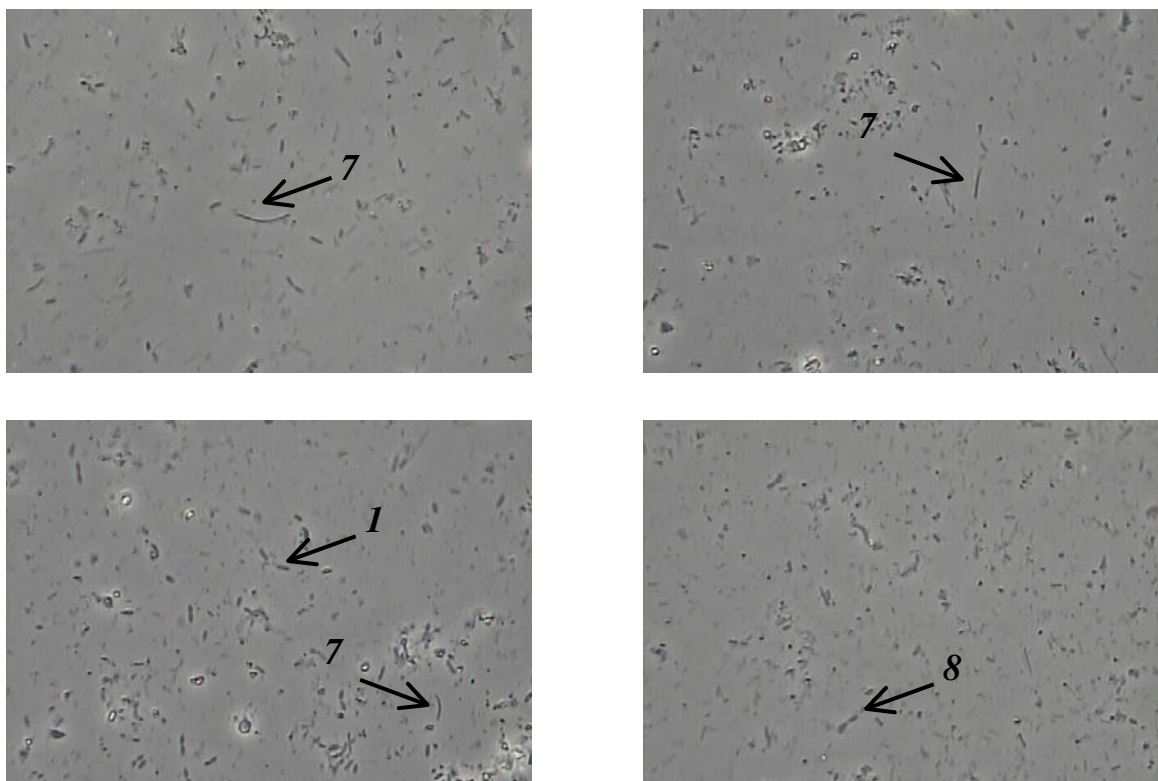


Figura 61. Morfologias presentes no ponto B6 do sistema B, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

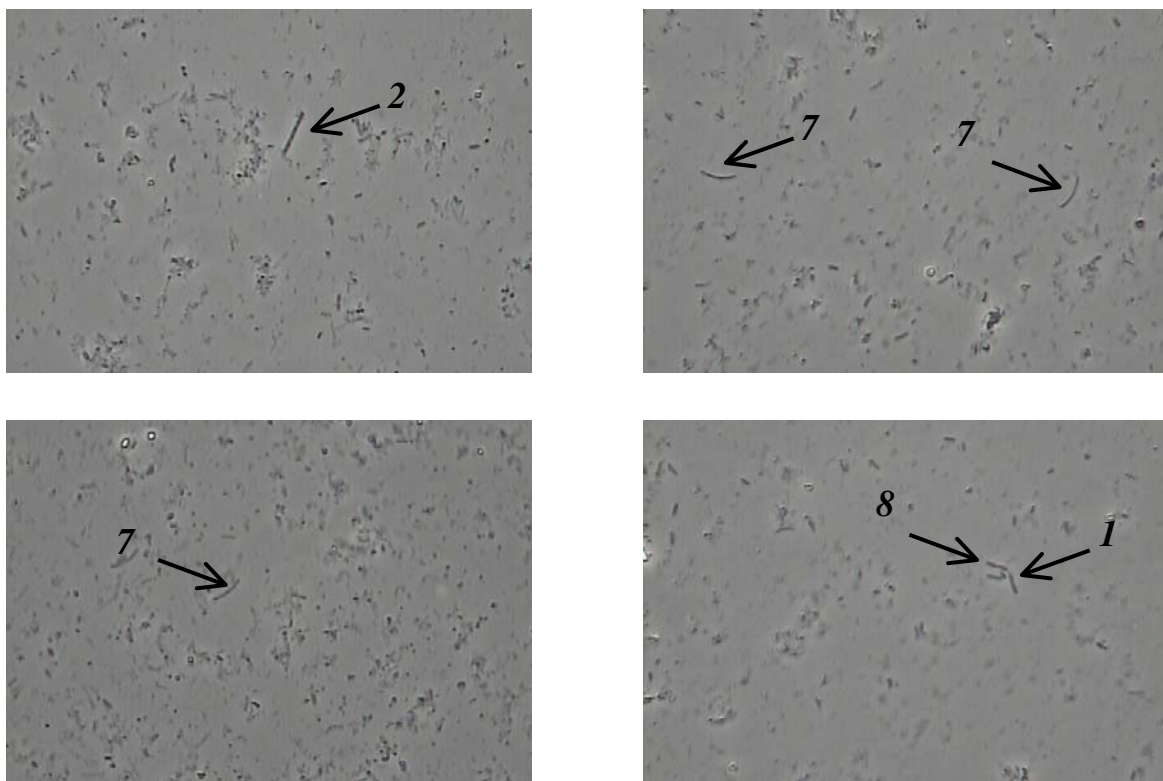


Figura 62. Morfologias presentes no ponto C2 do sistema C, operando com TDH de 20 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

5.3.3 Morfologias observadas durante o TDH de 10 dias

As observações microscópicas realizadas nas amostras de lodo durante o TDH de 10 dias estão apresentadas nas **Figuras 63 a 70**.

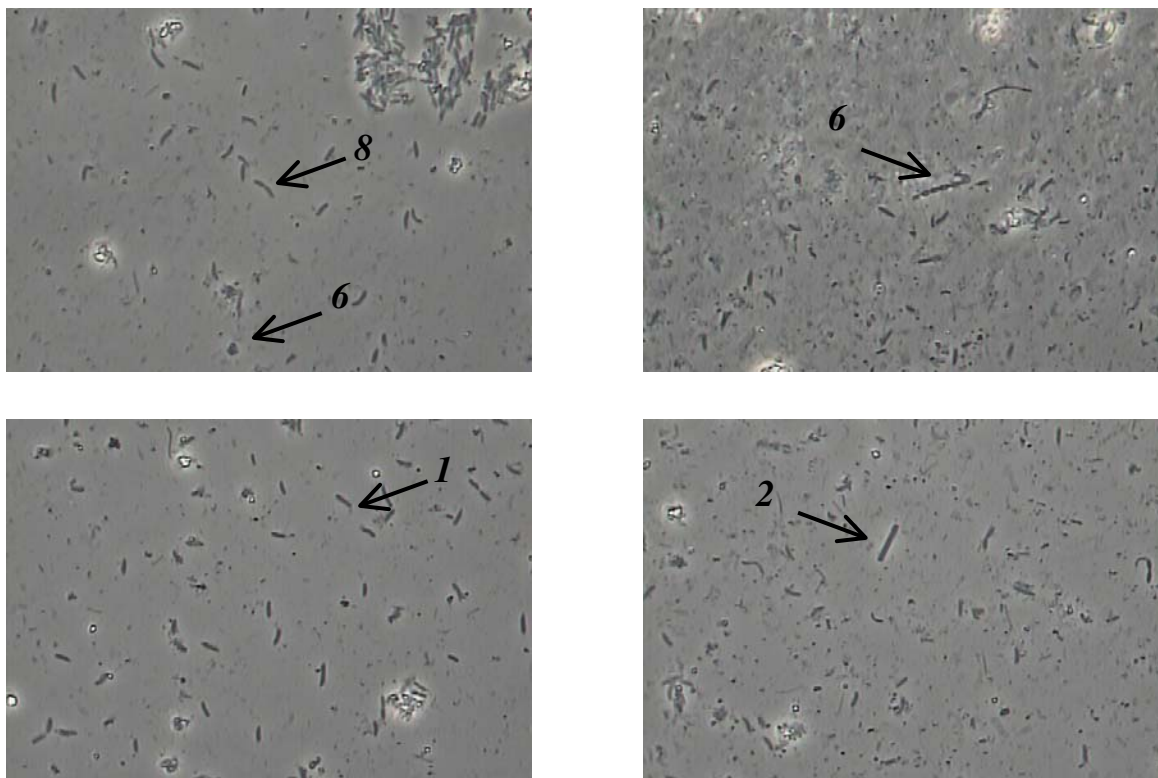


Figura 63. Morfologias presentes na Entrada dos sistemas, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

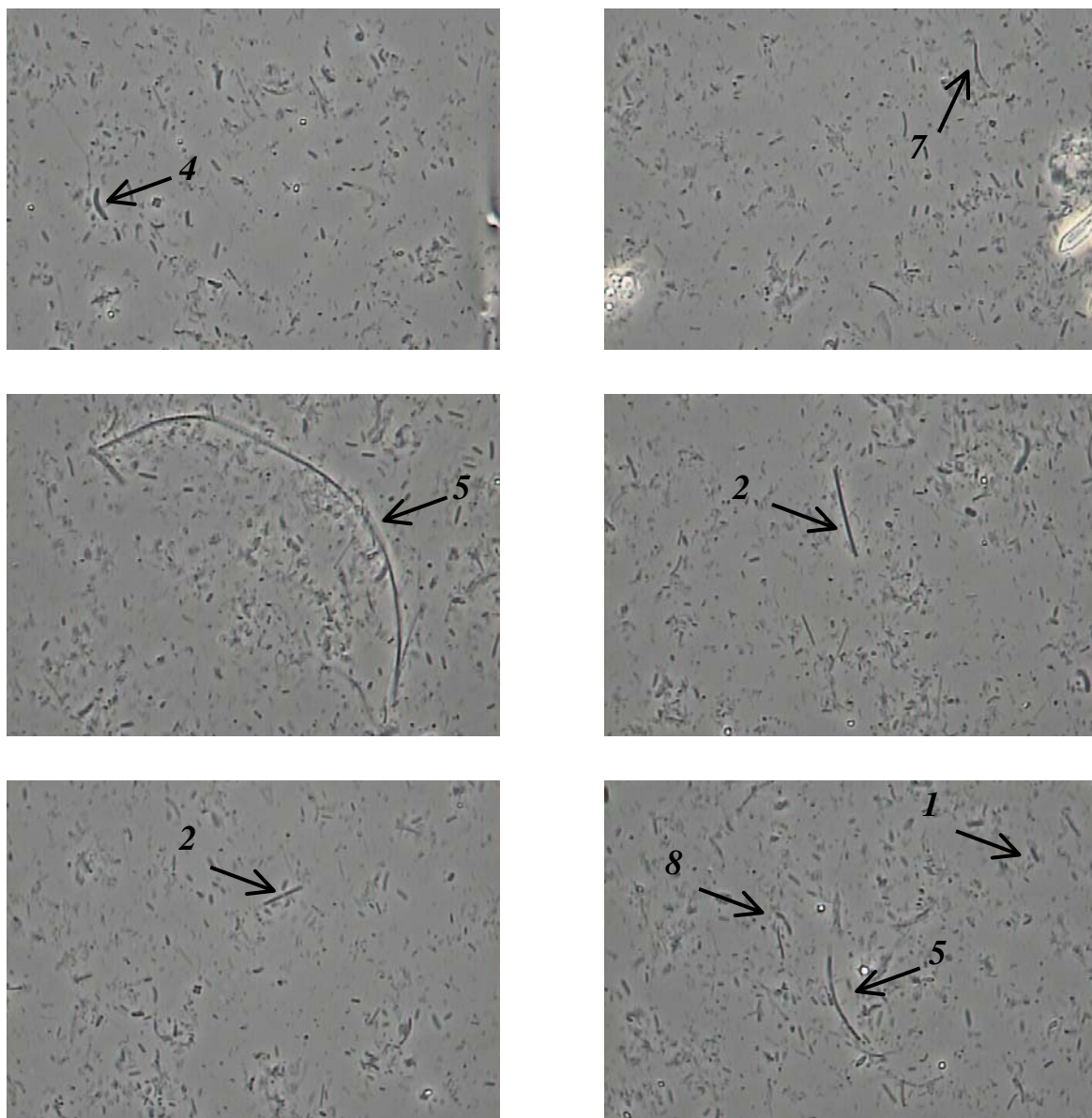


Figura 64. Morfologias presentes no ponto A6 do sistema A, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

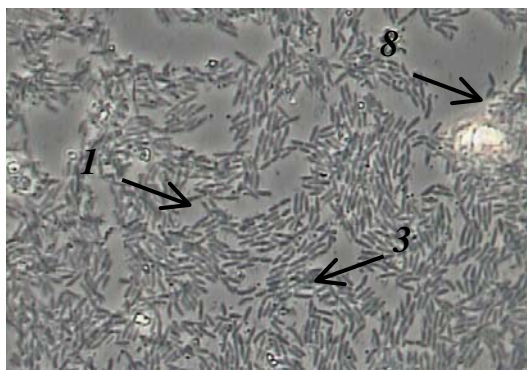


Figura 65. Morfologias presentes no ponto B2 do sistema B, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

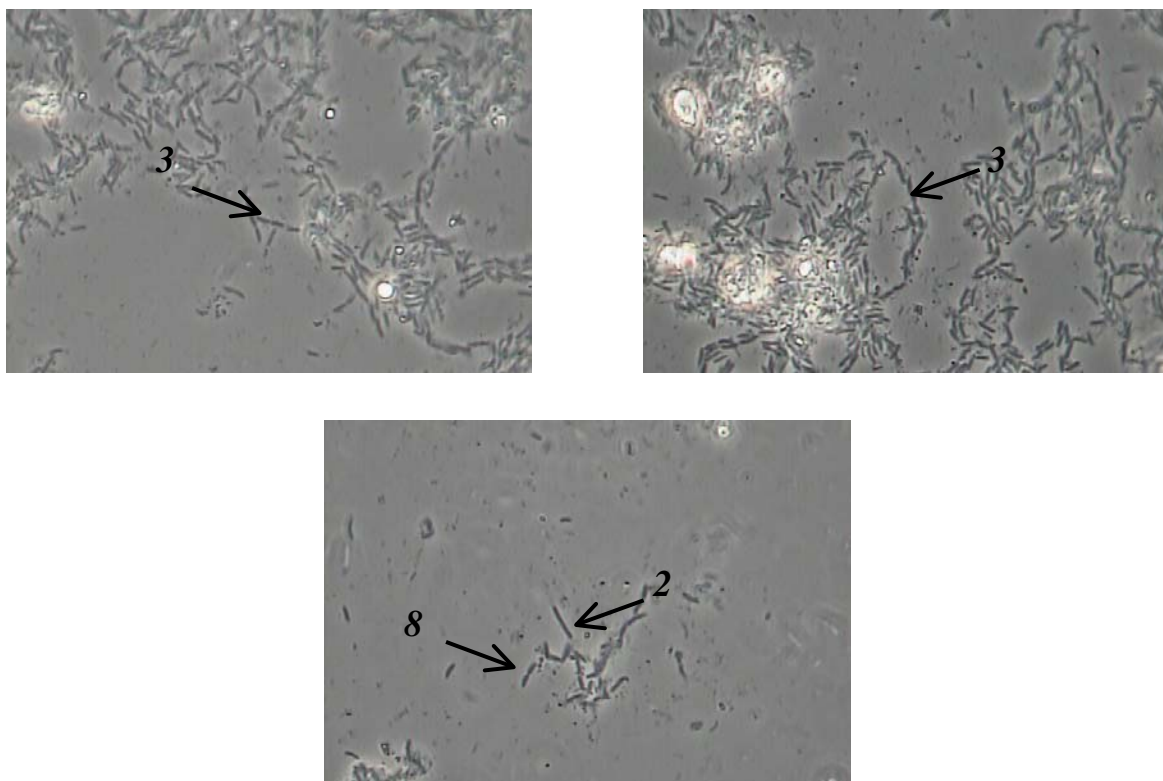


Figura 66. Morfologias presentes no ponto B3 do sistema B, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

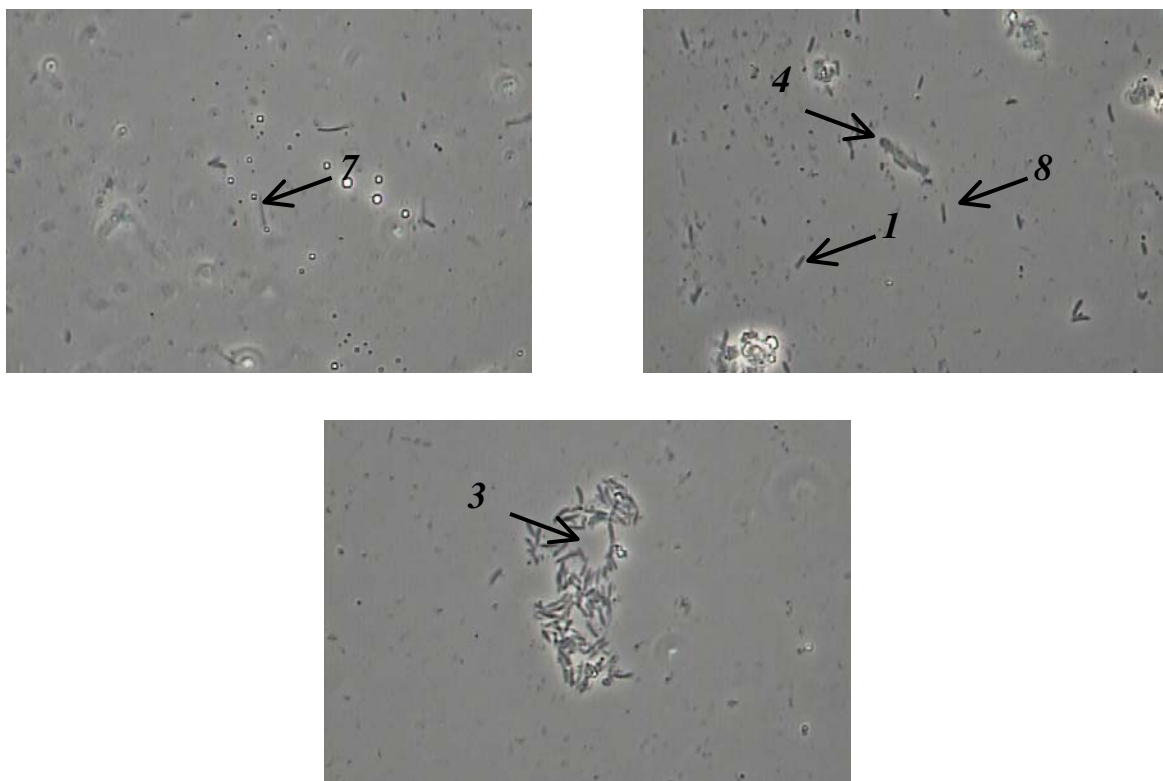


Figura 67. Morfologias presentes no ponto B4 do sistema B, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

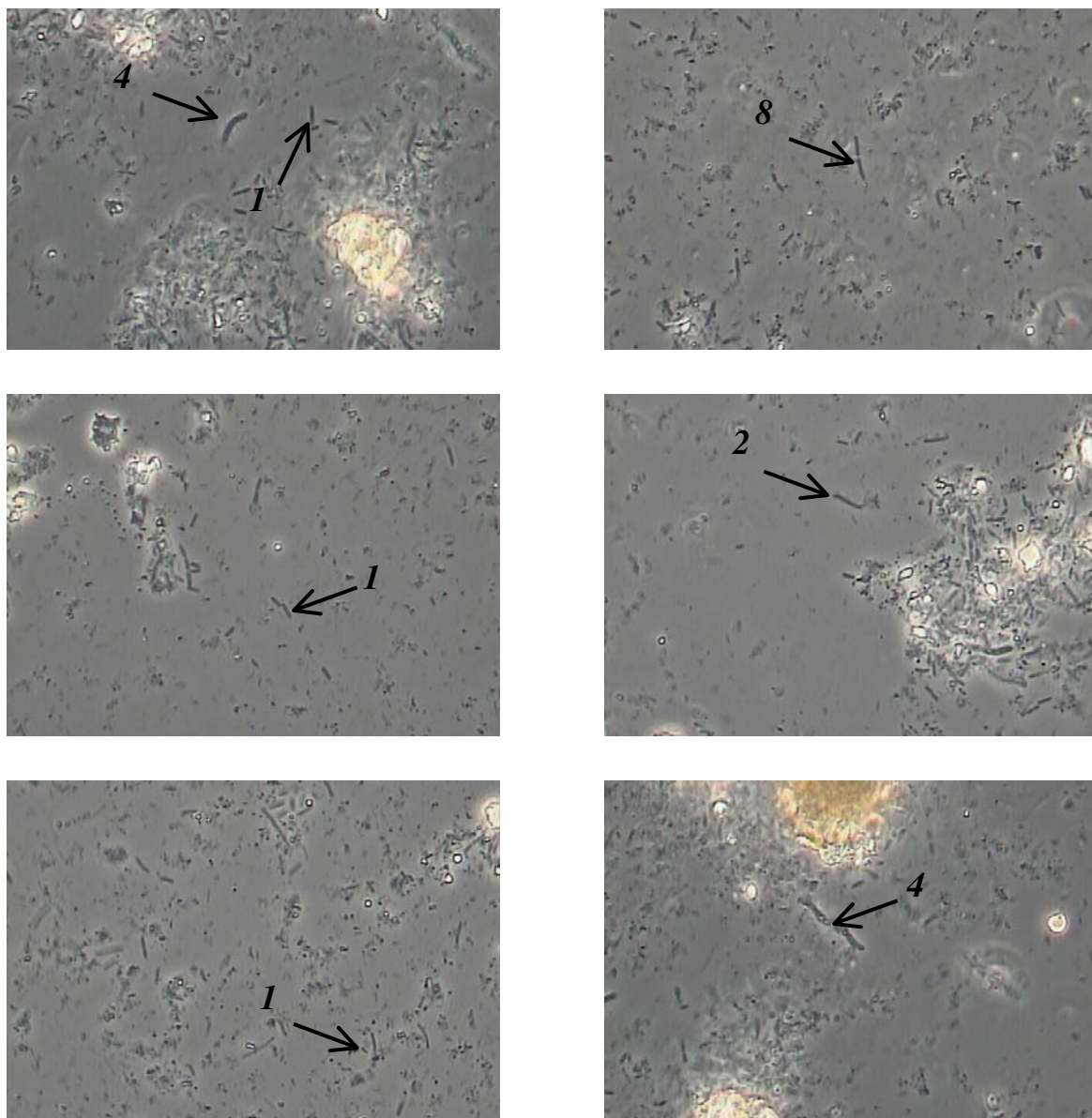


Figura 68. Morfologias presentes no ponto B5 do sistema B, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

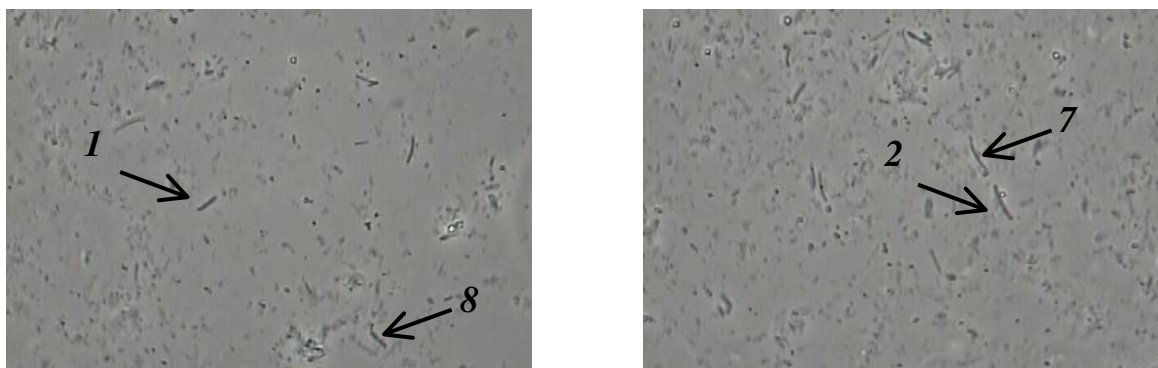


Figura 69. Morfologias presentes no ponto B6 do sistema B, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

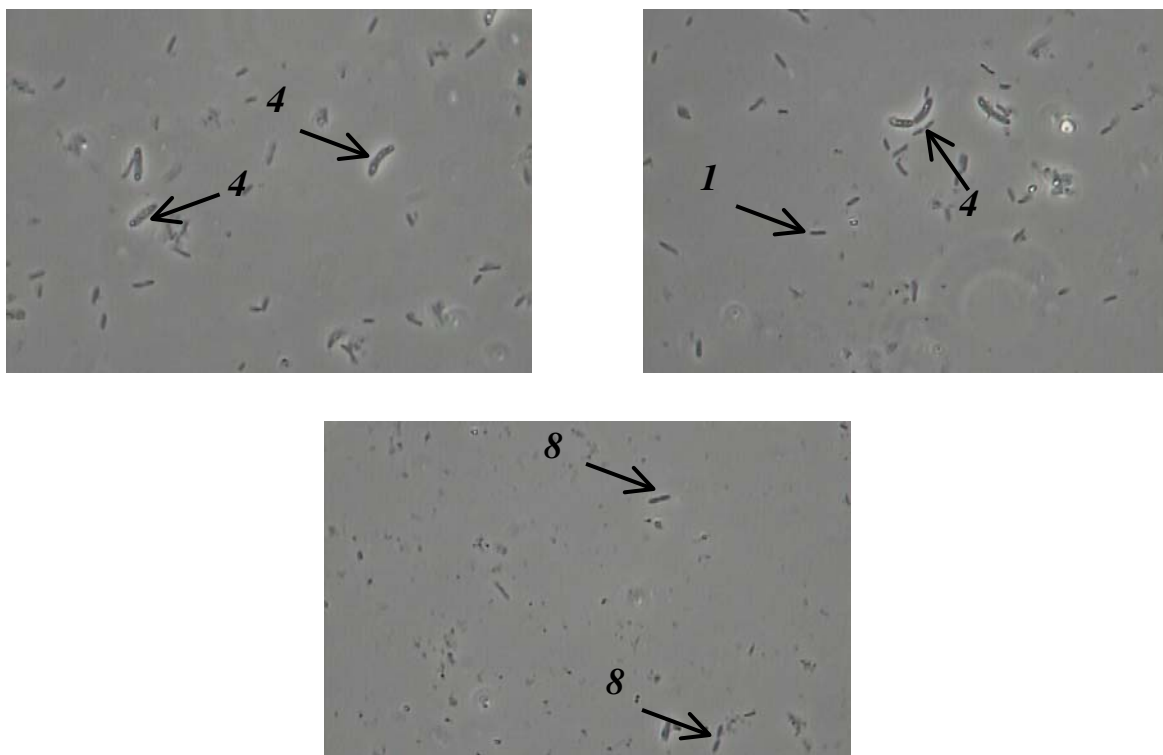


Figura 70. Morfologias presentes no ponto C2 do sistema C, operando com TDH de 10 dias: (1) Bacilos Retos, (2) Bacilos Alongados com Inclusões, (3) Bacilos Em Cadeia, (4) Bacilos com extremidades arredondadas, (5) Microrganismo semelhante a Methanosaeta, (6) Cocos, (7) Filamentos, (8) Vibrio, aumento de 1000x.

5.3.4 Resumo e Discussão das morfologias observadas nas amostras de lodo

A **Tabela 54** apresenta um resumo qualitativo de todas as morfologias observadas por microscopia óptica de luz comum e contraste de fase em cada um dos pontos de amostragem de lodo avaliados.

Tabela 54. Morfologias dos microrganismos presentes em cada um dos pontos de amostragem nos TDHs de 30,20 e 10 dias, respectivamente.

TDH (dias)	Ponto de Amostragem	Morfologias presentes							
		Bacilos				Microrganismo semelhante a Methanosaeta	Cocos	Filamentos	Vibrios
		Retos	Alongados com inclusões	Em cadeia	Com extremidades arredondadas				
30	Entrada	++++	-	-	-	-	+	++	+++
	B2	++++	+	++	-	-	-	++	+++
	B3	+++	+	++++	-	-	+	+	+++
	B4	+++	+	++	-	-	+++	+	+++
	B5	++	-	-	-	-	-	++++	++
	B6	++	-	++	-	+	-	++++	++
	C2	+++	-	-	-	-	+	+++	+++
20	Entrada	++++	++	-	-	-	+	++	+++
	A6	+++	-	-	-	-	+	+++	++
	B2	++	++	++++	-	-	-	+++	+++
	B3	++++	-	-	-	+	-	++	++++
	B4	+++	-	++++	-	-	-	+	+++
	B5	+++	-	++++	-	-	-	+	+++
	B6	+++	-	-	-	-	-	++	+++
	C2	++	+	-	-	-	-	+++	++
10	Entrada	++++	++	-	-	-	++	++	+++
	A6	++++	+	-	+	+	+	+++	+++
	B2	++++	-	++	-	-	-	-	+++
	B3	++++	+	+	-	-	-	-	+++
	B4	++++	-	+	+	-	-	+	+++
	B5	+++	++++	-	+++	-	-	+	+++
	B6	+++	+	-	-	-	-	+++	+++
	C2	+++	-	-	++++	-	-	-	+++

(++++) predominantes, (+++) freqüentes, (++) pouco freqüentes, (+) raros, (-) ausentes.

Discute-se nos itens seguintes as morfologias observadas nos lodos dos sistemas estudados nas diferentes fases de operação (TDH de 30, 20 e 10 dias).

5.3.4.1 TDH de 30 dias

Entrada dos Sistemas – Houve a predominância de bacilos retos. Vibrios foram encontrados com frequência e filamentos com pouca frequência.

Sistema A – Não há amostras deste período preservadas.

Sistema B – Ao longo do sistema houve variação das espécies predominantes.

No ponto de amostragem B2, além das espécies encontradas no afluente do sistema que se mantiveram presentes na mesma frequência, houve o aparecimento de bacilos em cadeia com pouca frequência.

No ponto de amostragem B3 as morfologias presentes no ponto de amostragem anterior se mantiveram, com a predominância dos bacilos em cadeia e o aparecimento de cocos com pouca frequência.

Não é nítida a predominância de uma espécie específica no ponto de amostragem B4, sendo igualmente frequentes os bacilos retos, cocos e vibrios.

No ponto de amostragem B5 houve a predominância de filamentos e a ausência dos bacilos alongados e em cadeia e dos cocos.

A amostra da saída do sistema B, ponto B6, ficou caracterizada pela predominância dos filamentos e pelo aparecimento de microrganismo semelhante a *Methanosaeta*.

Sistema C – Neste ponto também não é nítida a predominância de uma espécie específica, sendo os bacilos retos, filamentos e vibrios encontrados com frequência.

5.3.4.2 TDH de 20 dias

Entrada dos Sistemas – Houve a predominância de bacilos retos. Vibrios foram encontrados com frequência e filamentos com pouca frequência, tal como ocorrido na amostra do TDH de 30 dias, mas nota-se a presença de duas novas espécies, os bacilos alongados com inclusões (pouco frequentes) e cocos (raros).

Sistema A – Como o sistema de mistura deste sistema foi ineficiente, as amostras preservadas passaram a não ser representativas do lodo. Assim sendo, o único ponto representativo avaliado foi o A6, onde bacilos retos e filamentos foram encontrados com frequência.

Sistema B – Ao longo do sistema houve variação das espécies predominantes.

No ponto de amostragem B2, além das espécies encontradas no afluente do sistema que se mantiveram presentes na mesma frequência, houve o aparecimento de bacilos em cadeia com pouca frequência.

No ponto de amostragem B3 as morfologias presentes no ponto de amostragem anterior se mantiveram, com a predominância dos bacilos em cadeia e o aparecimento de cocos com pouca frequência.

Não é nítida a predominância de uma espécie específica no ponto de amostragem B4, sendo igualmente frequentes os bacilos retos, cocos e vibrios.

No ponto de amostragem B5 houve a predominância de filamentos e a ausência dos bacilos alongados e em cadeia e dos cocos.

A amostra da saída do sistema B, ponto B6, ficou caracterizada pela predominância dos filamentos e pelo aparecimento de microrganismo semelhante a *Methanosaeta*.

Sistema C – Neste ponto também não é nítida a predominância de uma espécie específica, sendo os bacilos retos, filamentos e vibrios encontrados com frequência.

5.3.4.3 TDH de 10 dias

Entrada dos Sistemas – Houve a predominância de bacilos retos. Vibrios foram encontrados com frequência e filamentos, cocos e bacilos alongados com inclusões com pouca frequência.

Sistema A – Como o sistema de mistura deste sistema foi ineficiente, as amostras preservadas passaram a não ser representativas do lodo. Assim sendo, o único ponto representativo avaliado foi o A6, onde houve predominância dos bacilos retos e filamentos e vibrios foram encontrados com frequência.

Sistema B – Ao longo do sistema houve variação das espécies predominantes.

Nos pontos de amostragem B2, B3 e B4, tal como no efluente deste sistema, onde houve predominância dos bacilos retos e filamentos e vibrios foram encontrados com frequência.

No ponto de amostragem B3 as morfologias presentes no ponto de amostragem anterior se mantiveram, com a predominância dos bacilos em cadeia e o aparecimento de cocos com pouca frequência.

Não é nítida a predominância de uma espécie específica no ponto de amostragem B4, sendo igualmente freqüentes os bacilos retos, cocos e vibrios.

No ponto de amostragem B5 houve a predominância de filamentos e a ausência dos bacilos alongados e em cadeia e dos cocos.

A amostra da saída do sistema B, ponto B6, ficou caracterizada pela predominância dos filamentos e pelo aparecimento de microrganismo semelhante a *Methanosaeta*.

Sistema C – Neste ponto também não é nítida a predominância de uma espécie específica, sendo os bacilos retos, filamentos e vibrios encontrados com freqüência.

6 CONCLUSÕES

As principais conclusões obtidas durante o trabalho foram:

- A metodologia desenvolvida se mostrou viável e simplificada, permitindo a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia intrínseca de lodos de esgoto;
- O modelo matemático de Ordem Zero foi o modelo que melhor se ajustou ao cálculo dos coeficientes cinéticos representando melhor o conjunto de dados, apresentando valores de R^2 superiores a 90% em 43% dos testes; entre 80 e 89% em 34% dos testes; e inferior a 80% em 24% dos testes;
- A observação microscópica permitiu a identificação de distintas morfologias dos grupos de microrganismos presentes nos lodos dos diversos reatores que compuseram os sistemas estudados no âmbito do PROSAB, indicando que a microscopia óptica representa uma ferramenta importante para uma avaliação mais apurada dos processos de digestão anaeróbia dos lodos de esgoto;
- De forma geral, pode-se concluir que a formulação de uma metodologia para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos por meio da realização de testes de bancada permitiu estimar valores de “Coeficientes de Biodegradabilidade Anaeróbia de Lodos” por meio do cálculo das taxas máximas específicas de produção de CH_4 e de CO_2 , agregando informações adicionais sobre a atividade biológica de estabilização de lodos de esgoto que ocorreu durante a operação dos sistemas estudados pela UNICAMP no PROSAB, simulando de forma coerente o comportamento dos reatores anaeróbios seqüenciais (Sistema RAS) quando operados em escala real.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AISSE, M.N.; VAN HAANDEL, A.C.; VON SPERLING, M. CAMPOS, J.R.; CORAUCCI FILHO, B.; ALEM SOBRINHO, P. Tratamento e Destino Final do Lodo Gerado em Reatores Anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. **Alternativas para Tratamento de Esgotos. Pré-Tratamento de Águas para Abastecimento**. Americana: Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, n. 9, p. 271-299, 1994.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION , AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed., Washington: APHA/AWWA/ WEF, 1995.
- ANDREOLI, C.V. Uso e Manejo de Lodos na Agricultura. Rio de Janeiro: ABES, 97 p., 1999.
- ARCEIVALA, S.J. **Wastewater Treatment for Water Polution Control**. New Delhi: TATA McGraw-Hill, 263p., 1986.
- ARCURI, P.B. **Efeito da temperatura ambiental na produção e na qualidade do biogás em biodigestor modelo indiano na zona da mata de Minas Gerais**. 92p. Dissertação (Mestrado - Área de Concentração Microbiologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa , 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 1987.
- BAILEY, J.E., OLLIS, D.F. **Biochemical Engineering Fundamentals**. 2ed. New York: McGraw-Hill, 1986.
- BENINCASA, M., ORTOLANI, A. F., LUCAS JÚNIOR, J. **Biodigestores convencionais**. 25p. Boletim Técnico, 8 – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal - 1991.
- BERGS, C.G.; LINDNER, K.H. Sewage sludge use in the Federal Republic of Germany. **European Water Pollution Control**, Munich, v.7, n.2, p.47-52, March 1997.
- BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v.13, n.2, p.187-192, mar., 1989.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 312p., 2000.
- BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T.; FRANCO, B. J. D. C.. **Utilização do Lodo de Esgoto Como Fertilizante**. O SOLO, Piracicaba, v. 75, n. 1, p. 44-54, 1983.
- BISCAIA, R.C.; MIRANDA, G.M. Uso de Lodo de Esgoto Calado na Produção de Milho.

Sanare - Resista Técnica da Sanepar, v.5, n. 5, p. 86-9, jan./jun., Curitiba, 1996.

CAMPOS, J.R. **Alternativas para Tratamento de Esgotos. Pré-Tratamento de Águas para Abastecimento**. Americana: Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, n. 9, 112p., 1994.

CARVALHO, P. de C.T. Utilização do lodo de esgoto na agricultura. In: Colóquio Regional sobre Matéria Orgânica do solo, 1982, Piracicaba, **Anais...** Piracicaba: CENA, 1982. p.223-226.

CASSINI, S.T. (Coord.). **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 196p, 2003.

CASSINI, S.T.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDREOLI, C.V.; FRANÇA, M.; BORGES, E.S.M.; GONÇALVES R.F. Hidrólise e Atividade Anaeróbia dos Lodos. In: CASSINI, S.T. (Coord.). **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, p. 11-52, 2003.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246p., 1997.

Companhia de Saneamento do Paraná. Manual Técnico para Utilização do Lodo de Esgoto no Paraná. Curitiba: SANEPAR, 96 p., 1997.

COURACCI FILHO, B.; SIVIERO A.R.; SOUZA, L.C.; ALBUQUERQUE, A.F. Avaliação da Biodegradabilidade do Lodo de Indústria Cítrica no Solo através do Ensaio de Respirometria. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19º, 1997, Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, v. 01, p. 1-10, 1997.

DAMASCENO, S. **Remoção de Metais Pesados em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo de Lodos Ativados e por um Reator Compartimentado Anaeróbio**. 141 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

DEUS, A.B.S. de; IDE, C.N.; LUCA, S.J. de; CASTRO, C. Contribuição à Padronização de Análises de Lodos Domésticos e Industriais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 17, 1993, Natal, **Anais...**Natal: ABES, tomo I, v. 2, p. 347-60, 1993a.

DEUS, A.B.S. de; LUCA, S.J. de; IDE, C.N.; MONTEGGIA, L.O. (1993b), Qualidade de Lodos em ETES. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 17, 1993, Natal, **Anais...**Natal: ABES, tomo I, v.2, p. 29-41, 1993b.

DIRKZWAGER, A.H.; DUVOORT van ENGERS, L.E.; BERG, J.J. van den. Production, treatment and disposal of sewage sludge in The Netherlands. **European Water Pollution Control**, Munich, v.7, n.2, p. 29-41, March 1997.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Standards for the use or disposal of**

sewage sludge: 40 CFR Parts 403 and 503. Washington: EPA, 25p., 1995b.

FEACHEM, R.G., BRADLEY, D.J., GARELICK, H. AND MARA, D.D. **Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation: Health aspects of excreta and sullage management – a state of the art review.** Washington: World Bank, 318p., 1980.

FERNANDES, F. Estabilização e Higienização de Biossólidos. In: BETIOL, W.; CAMARGO, O.A (Ed.). **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto.** Jaguariúna: Embrapa, p. 45-68, 2000.

FERNANDES, F.; PIERRO, A.C.; YAMAMOTO, R.Y. Produção de fertilizantes por compostagem do lodo de esgoto gerado por estações de tratamento de esgotos. **Revista PAB**, v.28, n.5, p.567-574, mai. 1993.

FOESS, G.W. ; SIEGER, R.B. Pathogen/Vector Attraction Redution Requirements of the Sludges Rules. **Water Engineering and Management**, p. 25-26, jun. 1993.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VanHAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro: ABES, p. 29-52, 1999.

GONÇALVES, R.F., LUDUVICE, M. Alternativas de Minimização da Produção e Desaguamento de Lodo de Esgoto. In: BETIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.) **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto**, Jaguariúna: Embrapa, 2000, p. 25-44.

HIILS, D.J. Methane gas production from dairy manure at high solids concentration. **Transactions of the ASAE**, Michigan, v.23, n.1, p.122-6, 1980.

IMHOFF, K.R. Manual de Tratamento de Águas Residuárias. São Paulo: Edgard Blucher, 312p., 1986.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 12/12/2004.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 3ed. Rio de Janeiro: ABES, 681 p., 1995.

KATO, M.T.; ANDRADE NETO, C.O.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. Configurações de Reatores Anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro: ABES, p. 53-99, 1999.

LESCHBER, R., SPINOSA, L. Developments in Sludge Characterization in Europe. **Water Science and Technology**, London, v.38, n.2, p. 1-7, 1998.

LETTINGA, G.; VAN HANDEL, A.C. Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual

para Regiões de Clima Quente. Campina Grande: Epgraf, 255p., 1994.

MATA-ALVAREZ, J. (Ed.). In: International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, 3, 1999, Barcelona. **Proceedings...** Barcelona: II ISADSW, v.1, 425 p, 1999.

MATTHEWS, P. **A Global Atlas of Wastewater Sludge and Biosolids Use and Disposal**. London: IAWQ, 197p., 1996.

MATTHEWS, P.J. Swage Sludge Disposal in the UK: A New Challenge for the Next Twenty Years. **Journal of the Institution of Water Environmental Management**, v.6, p.551-559, out. 1992.

MCCARTY, P.L. One hundred years of anaerobic treatment. In: International Symposium on Anaerobic Digestion, 2, 1982, Amsterdam. **Proceedings...** Amsterdam, v.1, p.3-22, 1982.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3ed. New York: Mc Graw-Hill, 1334p., 1995.

MORAES, L.M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas**. 121p. Dissertação (Mestrado – Área de Concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas. 2000.

MORAES, L.M.; PAULA JUNIOR, D.R. Biodegradabilidade anaeróbia de dejetos da bovinocultura e de suinocultura. In: Oficina e Seminário Latino Americano de Digestão Anaeróbia, 6, 2000, Recife. **Anais...** Recife: ABES, 251-254p., 2000.

NARDIN, G.; CHABRIER, J. P. France: eastern France – Franche Compté region, city of Besançon. In: MATTHEWS, P. (Ed.) **A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal**. London: IAWQ, p. 65-69, 1997.

OCKIER, P; MUYNCK, G De. Belgium: Flanders. In: MATTHEWS, P. (Ed.) **A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal**. London: IAWQ, p. 25-27, 1997.

ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD. **Tecnologías Apropriadas en Saneamiento Básico** (Módulo N° 2). p.1-73. Serie de Promoción de la Salud, Santé de Bogotá, Colombia, 1994.

PAULA JUNIOR, D.R.; MORAES, L.M.; CHERNICHARO, C.A.L.; PONTES, P.P.; CASSINI, S.T., GONÇALVES R.F; BELLI FILHO, P.; SOARES, H.M. Estabilização Anaeróbia dos Lodos. In: CASSINI, S.T. (Coord.). **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, p. 53-93, 2003.

PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>. Acesso em 12/12/2004.

ROCHA, T. M.; SHIROTA, R. Disposição Final de lodo de esgoto. Disponível em:

http://www.renovaveis.hpg.ig.com.br/temas/biomassa/disposicao_final_de_lodo_de_esgoto.pdf. Acesso em: 25/11/2004.

SANTOS, H.F.; TSUTIYA, M.T. Aproveitamento e Disposição Final do Lodo de Estações de Tratamento do Estado de São Paulo. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.2, n.2, p.70-81, 1997.

SANTOS, H.F.; TSUTIYA, M.T.; MIKI, M.K.; EBERT, R.; DELATORRE, C.; FURUKAWA, N.A.; MAYOR, M.S.; KAMIYAMA, H.; MACEDO, L.S.; MORAES, I.P.S. **Crítérios para o uso agrícola dos biosólidos de ETEs da SABESP**. 35p. Relatório Interno - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 1997.

SHIEH, W. K., MULCAHY, L. Experimental Determination of Intrinsic Kinetic Coefficients for Biological Wastewater Treatment Systems. **Water Science and Technology**, London, v.18, p.1-10, 1986.

SHIROTA, R.; ROCHA, M.T. **Análise do mercado potencial agrícola do lodo de esgoto biológico resultante do tratamento de esgotos urbanos na região de Limeira, SP**. 85p. Relatório apresentado à empresa Águas de Limeira S/A - Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1997.

SILVA, F.C. **Uso agrônômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar**. 159p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

SPEECE, R.E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial WasteWaters**. EUA: Vanderbij University, 394p., 1995.

SPINOSA, L.; RAGAZZI, M. Italy. In: MATTHEWS, P. (Ed.) A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal. London: IAWQ, p.89-93., 1997.

STRUAS, E.L. Normas da Utilização de Lodos de Esgoto na Agricultura. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 215-224, 2000.

TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Biosólidos na Agricultura**. São Paulo, 424p., 2001.

VAZOLLER, R.F. Microbiologia e Saneamento Ambiental. Disponível em: <http://www.bdt.org.br/~marinez/padct.bio/cap9/3/rosana.html>. Acesso em: 14/06/2000.

VESILING, P.A. **Treatment and Disposal of Wastewater Sludges**. EUA: Ann Arbor Science Publishers Inc., 236p., 1974.

VIEIRA, L.G.T.; ZAIAT, M.; FORESTI, E.; HOKKA, C.O. Estimation of Intrinsic Kinetic Parameters in Immobilized Cell Systems for Anaerobic Wastewater Treatment.

Biotechnology Techniques, v.10, n.9, p.635-638, 1996.

ZAIAT, M.; FORESTI, E. Method for Estimating the Kinetic of Substrate Degradation in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge Reactor. **Biotechnology Techniques**, v.11, n.5, p.315-318, 1997.

ZAIAT, M.; VIEIRA, L.G.T.; FORESTI, E. Intrinsic Kinetic Parameters of Substrate Utilizations by Immobilized Anaerobic Sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v.53, p.220-225, 1997.

ZEHNDER, A.J.B. **Biology of Anaerobic Microorganisms**. EUA: John Wiley and Sons, 872p., 1988.

APÊNDICE I

Descrição dos Testes e Montagem dos Ensaios da Bateria 1 – Primeira Etapa

Os ensaios, em sistema batelada, foram montados com frascos (reatores) de 280mL de volume útil, preenchidos com substrato e biomassa de forma a se obter a relação S_0/X_0 desejada. Os recipientes foram vedados e colocados no “Shaker”. Durante os ensaios a temperatura foi mantida em 35°C e a agitação ajustada a 150rpm. No decorrer do experimento, foram efetuadas medidas de pressão utilizando equipamento digital específico. Paralelamente, amostras de biogás foram avaliadas qualitativamente por cromatografia gasosa.

Para a montagem dos ensaios preliminares foram utilizadas duas biomassas como lodo de inóculo: lodo ativo originado do digestor anaeróbio ETE Piracicamirim/Piracicaba-SP e lodo ativo do digestor anaeróbio da ETE da Avícola Dacar/Tiete-SP. Após a coleta, as biomassas foram acondicionadas em recipientes plásticos e mantidas sob refrigeração a -4°C no Laboratório de Saneamento – FEAGRI/UNICAMP, onde foram caracterizados por meio dos seguintes parâmetros: Sólidos Totais, Sólidos Fixos, Sólidos Voláteis e Índice Volumétrico.

Foram calculadas as quantidades de substrato e biomassa para cada reator, de forma a estabelecer diferentes relações Substrato/Biomassa, visando estabelecer a relação ideal, com a qual os ensaios deveriam ser realizados.

Durante esta etapa, cujo objetivo foi identificar a melhor relação Substrato/Biomassa, com a qual os demais ensaios deveriam ser realizados, após a caracterização dos substratos e da biomassa em termos de STV, os ensaios foram montados em baterias, utilizando-se frascos de 280mL de volume útil preenchidos com diferentes quantidades de substrato e biomassa de forma a propiciar relações Substrato/Biomassa de 0,5, 1,0 e 5,0. Foram também realizados ensaios com amostra de lodo sem inóculo (brancos) para verificar a ordem de grandeza da atividade biológica intrínseca dos microrganismos presentes nas amostras de lodo, comparativamente com a atividade biológica dos ensaios com inóculo.

Os ensaios realizados na **Bateria 1** foram montados com amostras dos sistemas (A, B e C) correspondentes ao TDH de 20 dias e, e os frascos (com 280mL de volume útil) continham 200mL da combinação de substrato e biomassa e 80mL de “headspace”.

Os dados obtidos nos ensaios das foram utilizados para a elaboração de curvas de volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo e tiveram a duração aproximada de 15 dias e estão ilustrados a seguir nas **Figuras A1, A2, A3, e A4**.

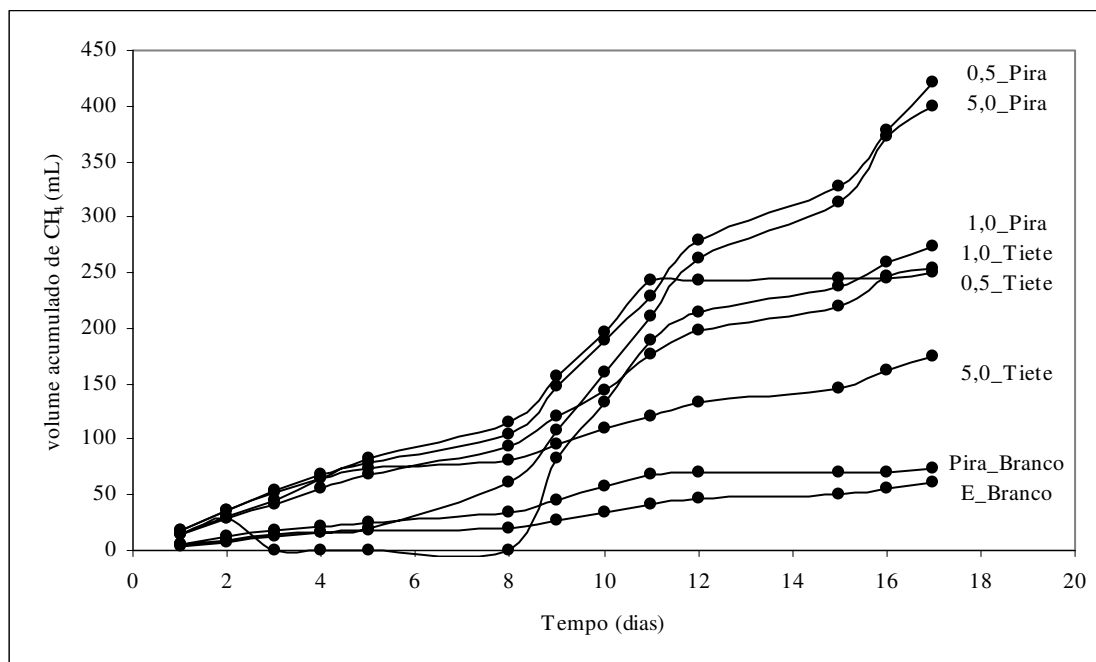


Figura A1. Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para os ensaios realizados com amostras de entrada (combinação das amostras A1, B1 e C1) com as diferentes relações de S_0/X_0 (0,5; 1,0 e 5,0), com diferentes biomassas (Piracicaba e Tiete), e “brancos” (entrada e biomassa de Piracicaba) (*Bateria 1*).

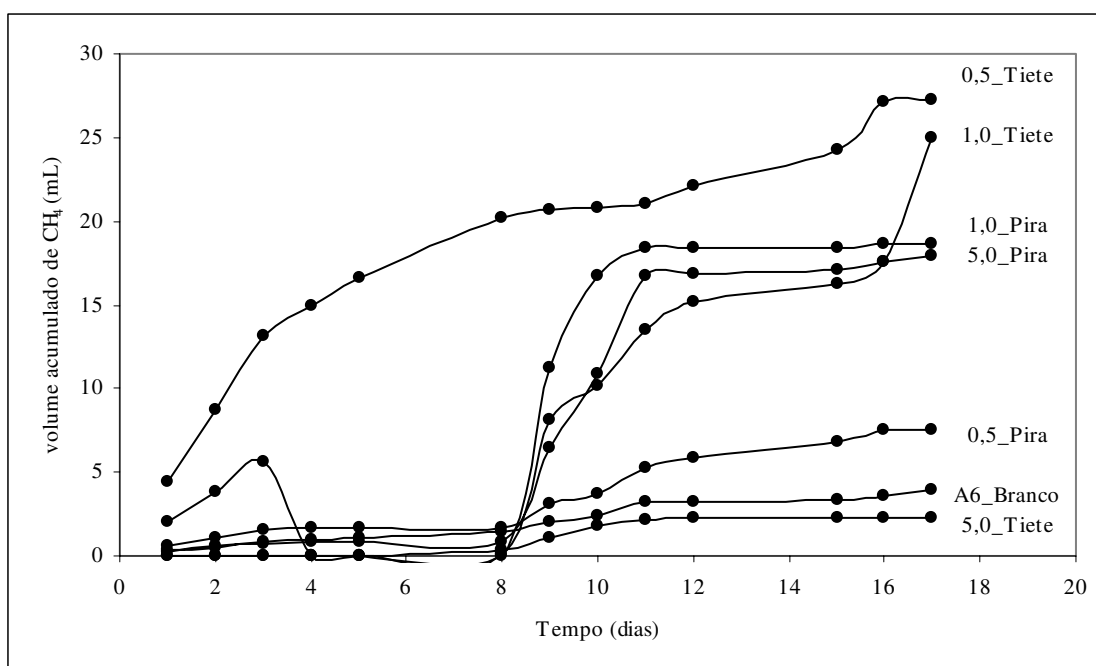


Figura A2. Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para os ensaios realizados com a amostra A6 com as diferentes relações de S_0/X_0 (0,5; 1,0 e 5,0), com diferentes biomassas (Piracicaba e Tiete), e “branco” (A6) (*Bateria 1*).

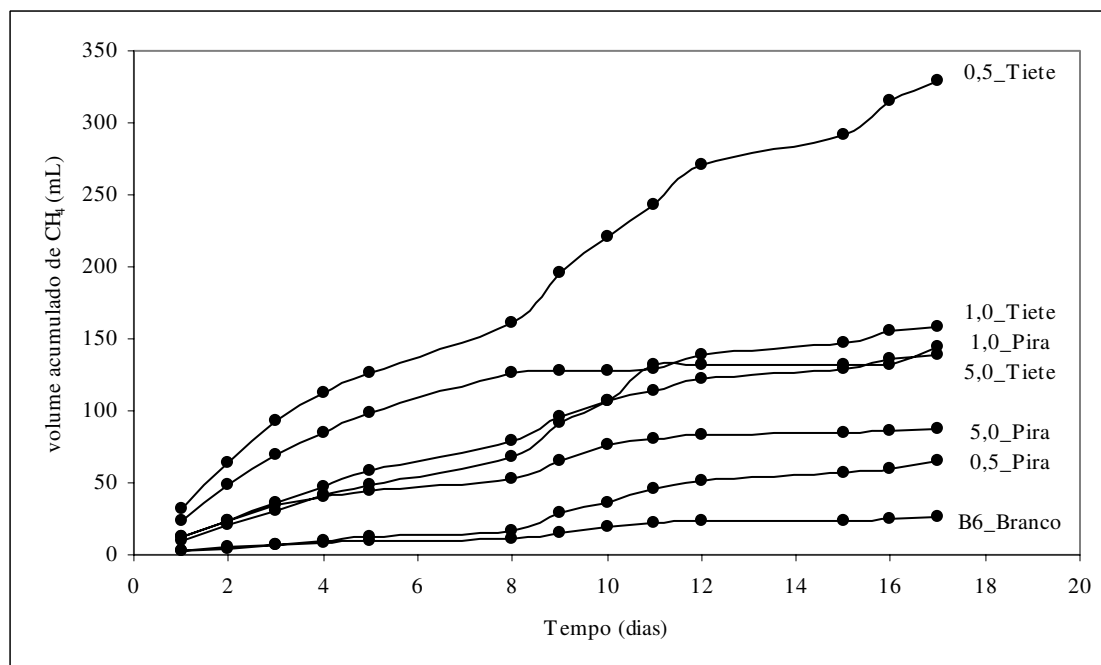


Figura A3. Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para os ensaios realizados com a amostra B6 com as diferentes relações de S_0/X_0 (0,5; 1,0 e 5,0), com diferentes biomassas (Piracicaba e Tiete), e “branco” (B6) (*Bateria 1*).

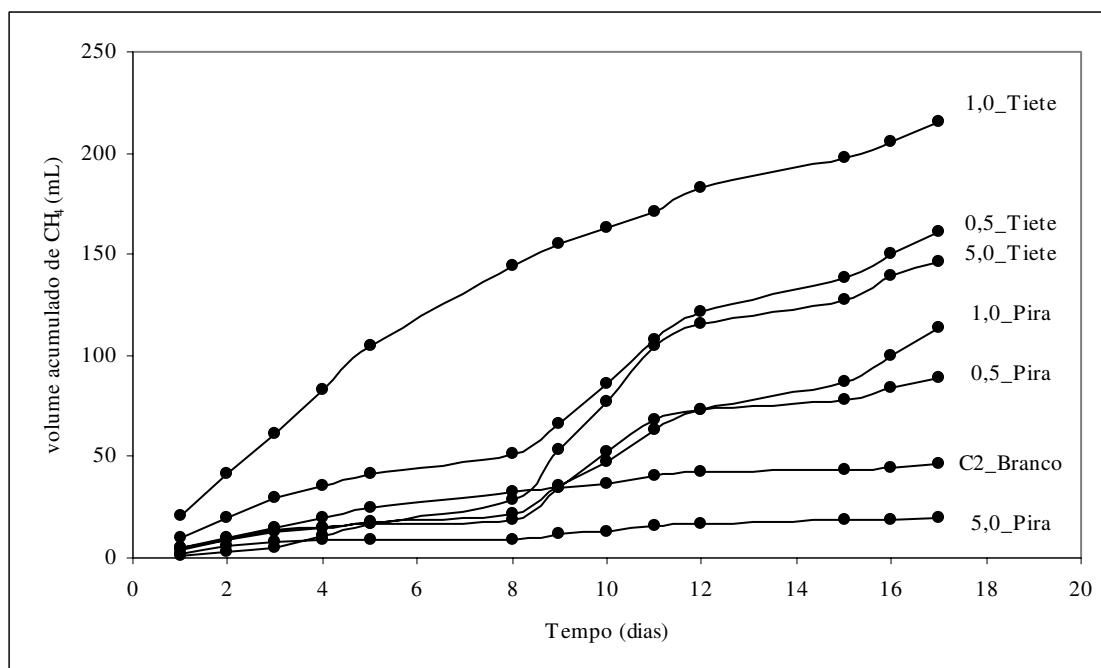


Figura A4. Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para os ensaios realizados com a amostra C2 com as diferentes relações de S_0/X_0 (0,5; 1,0 e 5,0), com diferentes biomassas (Piracicaba e Tiete), e “branco” (C2) (*Bateria 1*).

Descrição dos Testes e Montagem dos Ensaios das Baterias 2, 3 e 4 – Primeira Etapa

Baseado nos resultados obtidos na *Bateria 1* foi possível observar que as amostras sem inóculo (brancos) apresentavam atividade de produção de CH_4 significativas quando comparadas com os ensaios combinados, decidiu-se se estruturar as baterias subsequentes com ensaios sem inóculo para as amostras de lodo dos Sistemas A, B e C, nos TDHs de 30, 20 e 10 dias, de forma a simular a operação dos Sistemas por meio de testes de bancada, buscando avaliar a biodegradabilidade intrínseca dos lodos.

Os ensaios, em sistema batelada, foram montados com frascos (reatores) de 280mL de volume útil, preenchidos somente com substrato (amostras dos pontos avaliados). Os recipientes foram vedados e colocados no “Shaker”. Durante os ensaios a temperatura foi mantida em 35°C e a agitação ajustada a 150rpm. No decorrer do experimento, foram efetuadas medidas de pressão utilizando equipamento digital específico. Paralelamente, amostras de biogás foram avaliadas qualitativamente por cromatografia gasosa.

Nas **Baterias 2, 3 e 4** as amostras testadas correspondiam aos TDHs de 30, 20 e 10 dias respectivamente e os frascos continham 180mL de amostra e 100mL de “headspace”.

Os dados obtidos nos ensaios das foram utilizados para a elaboração de curvas de concentração molar de CH_4 ao longo do tempo e tiveram a duração aproximada de 15 dias e estão ilustrados a seguir nas **Figuras A5, A6 e A7**.

Após a realização desta fase inicial (primeira etapa) do experimento, desenvolveu-se a segunda etapa, procedendo-se um refinamento na montagem e no monitoramento dos testes que constituíram as **Baterias 5, 6 e 7** (Apêndice II) buscando formular uma metodologia para avaliação da biodegradabilidade intrínseca dos lodos dos sistemas estudados pela UNICAMP no PROSAB.

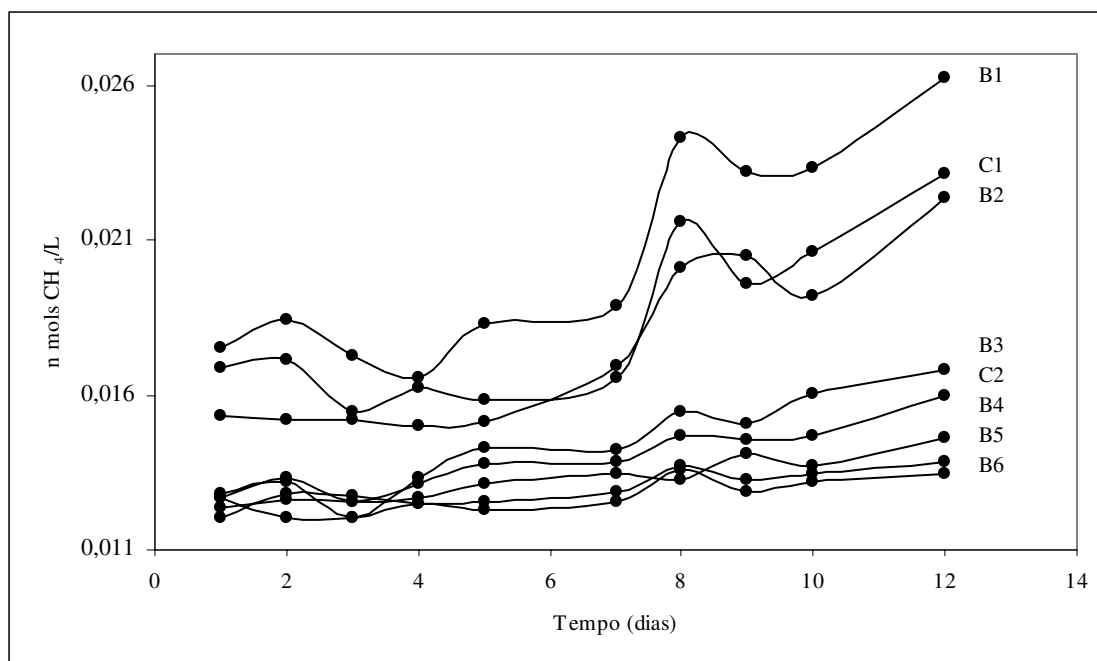


Figura A5. Concentração molar de CH_4 (mols.L^{-1}) ao longo do tempo das amostras dos Sistemas B e C, para TDH de 30 dias (**Bateria 2**).

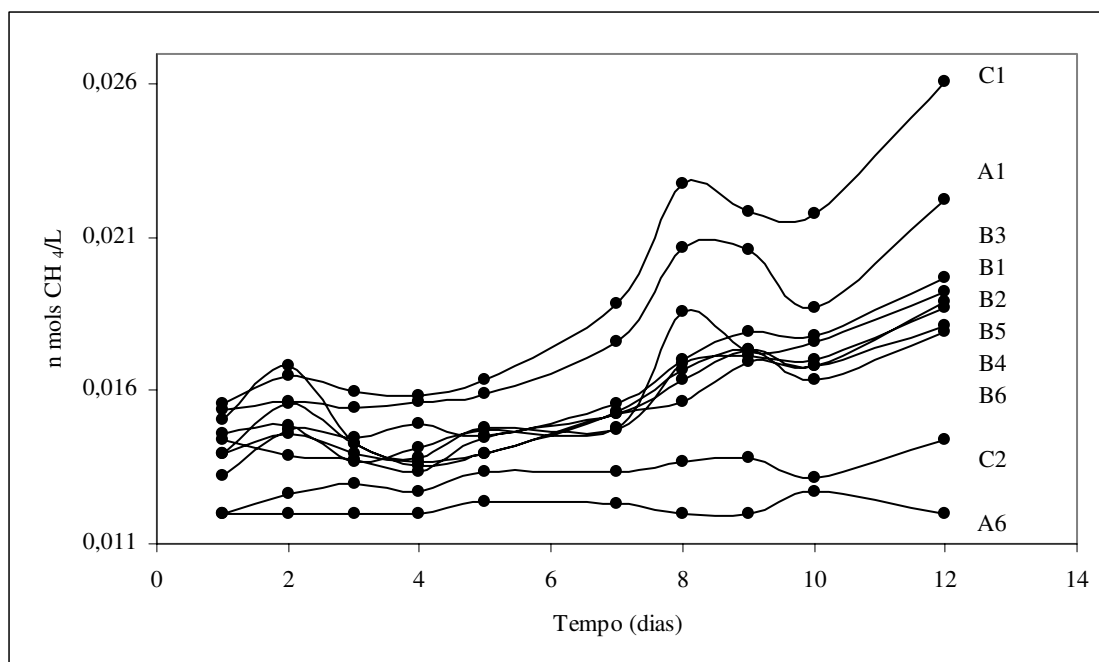


Figura A6. Concentração molar de CH_4 (mols. L^{-1}) ao longo do tempo das amostras dos Sistemas B e C, para TDH de 20 dias (*Bateria 3*).

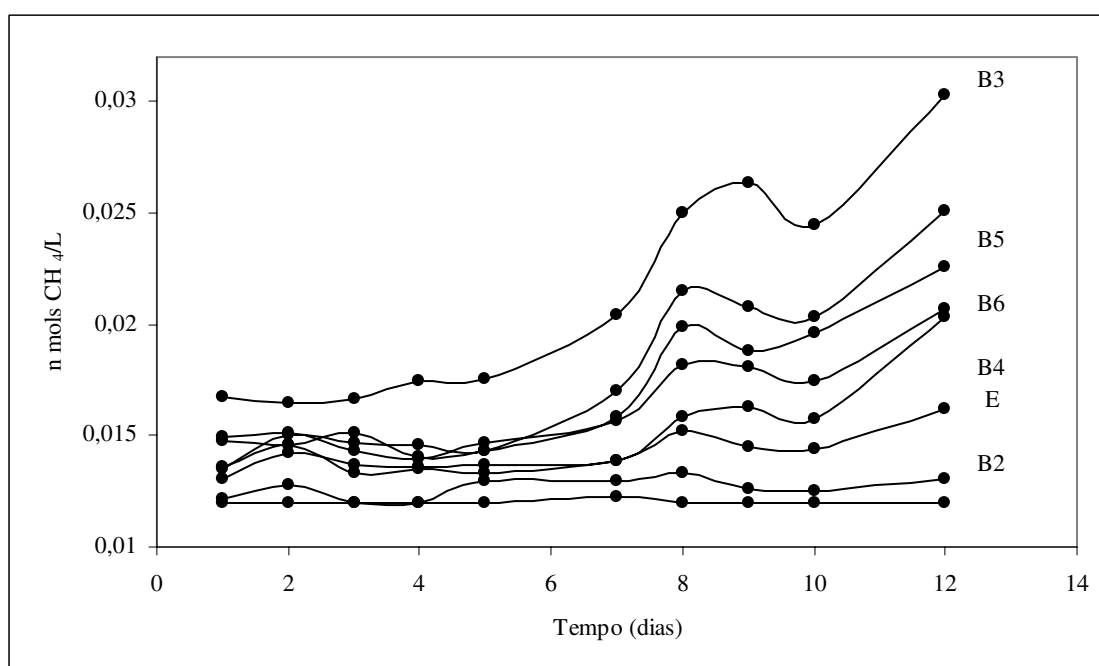


Figura A7. Concentração molar de CH_4 (mols. L^{-1}) ao longo do tempo das amostras dos Sistemas B e C, para TDH de 10 dias (*Bateria 4*).

APÊNDICE II

Descrição dos Testes e Montagem dos Ensaios das Baterias 5, 6 e 7 – Segunda Etapa

Nesta etapa, após a elaboração das curvas de calibração de CH₄ e CO₂ (construídas a partir da injeção de diferentes volumes de cada um dos gases avaliados, obtendo-se relações diretas entre as áreas dos picos do cromatograma e o número de mols do gás), tornou-se possível à avaliação da concentração molar de CH₄ e CO₂ refinando, desta forma, a determinação da taxa de produção desses gases a ser utilizada para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia dos lodos.

Os ensaios, em sistema batelada, foram montados com 7 frascos (reatores) de 280mL de volume útil, preenchidos somente com substrato (amostra do ponto avaliado) e água de forma a manter uma concentração final de SV em todos os pontos avaliados em torno de 10mg.L⁻¹.

Nos frascos com lodo foram também adicionadas: (a) solução de nutrientes/tampão (10 mL.L⁻¹), (b) solução de traços de metais – micronutrientes (1 mL.L⁻¹). Borbulhou-se N₂ puro no meio durante 5 minutos, com o intuito de expulsar os gases contidos no “headspace”. Os frascos foram vedados com tampa de borracha, lacrados e levados à incubadora nas condições de agitação de 150rpm e temperatura de 35°C. A cada 2 dias foram realizadas determinações das medidas da pressão interna dos frascos seguidas da purga do biogás. Após esse procedimento efetuava-se a coleta de uma amostra do biogás produzido no frasco para análise cromatográfica das concentrações molares de CH₄ e CO₂ no interior do frasco, visando avaliar a taxa específica de produção desses gases e monitoravam-se também as concentrações de sólidos totais e sólidos voláteis ao longo do tempo.

A realização dos ensaios das **Baterias 5, 6 e 7** possibilitou a obtenção de dados do perfil da concentração molar de CH₄ e CO₂ em função do tempo. A avaliação da “biodegradabilidade intrínseca” das amostras de lodo foi quantificada por meio da determinação da taxa específica máxima de produção de CH₄ (K_{CH4}) e da taxa específica máxima de produção de CO₂ (K_{CO2}), as quais representam os “coeficientes de biodegradabilidade intrínseca” e foram obtidos por meio da aplicação de modelos matemáticos ajustados aos perfis de concentração molar de CH₄ e CO₂ em função do tempo. A determinação do K_{CH4} foi realizada por meio das **Equações A1 e A2**, ilustradas a seguir.

$$K_{(gCH_4 / gSV.dia)} = \frac{k_{(Mol CH_4 / L.dia)} \cdot V_{HeadSpace(L)}}{1/16_{(MolCH_4 / gCH_4)} \cdot M_{Lodo (gSV)}} \quad \text{Eq. A1}$$

$$k_{(Mol CH_4 / L.dia)} = \frac{dC_{CH_4 (Mol CH_4 / L)}}{dt_{(dia)}} \quad \text{Eq. A2}$$

onde, a taxa máxima de produção de CH₄ (k_{CH₄}) é obtida pela derivada da curva do perfil da concentração de metano (C_{CH₄}) em função do tempo (t).

O ajuste linear foi o que, de maneira geral, representou melhor o conjunto de dados obtidos nos ensaios e por isso foi também utilizado na determinação do K_{CO₂}, conforme ilustrado nas **Equações A3 e A4**.

$$K_{(gCO_2 / gSV.dia)} = \frac{k_{(Mol CO_2 / L.dia)} \cdot V_{HeadSpace(L)}}{1/44_{(MolCO_2 / gCH_4)} \cdot M_{Lodo (gSV)}} \quad \text{Eq. A3}$$

$$k_{(Mol CO_2 / L.dia)} = \frac{dC_{CO_2 (Mol CO_2 / L)}}{dt_{(dia)}} \quad \text{Eq. A4}$$

onde, a taxa máxima de produção de CO₂ (k_{CO₂}) é obtida pela derivada da curva do perfil da concentração de gás carbônico (C_{CO₂}) em função do tempo (t).

Uma vez que com a realização da purga do biogás formado tem-se o equilíbrio da pressão interna do frasco com a pressão atmosférica, ocorrendo perda de número de mols de biogás, o valor determinado pela cromatografia representa a concentração molar remanescente no frasco (C₂) e torna-se necessário, a realização de uma correção desses valores, considerando-se os valores perdidos durante a purga do biogás. Considerando-se o biogás como um gás ideal ($PV = nRT$), e admitindo a hipótese que as frações molares de CH₄ e CO₂ não se alterem no biogás, antes e depois da purga, tem-se:

$$PV = nRT \quad \text{Eq. A5}$$

Como $C = \frac{n}{V}$, partindo-se da **Equação A5** tem-se:

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{RT} \quad \text{Eq. A6}$$

Ou seja:

$$C = \frac{P}{RT} \quad \text{Eq. A7}$$

Ou ainda:

$$RT = \frac{P}{C} \quad \text{Eq. A8}$$

Como RT são constantes antes e após a purga, temos:

$$\frac{P_1}{C_1} = \frac{P_2}{C_2} \quad \text{Eq. A9}$$

onde:

P_1 = pressão interna do frasco antes da purga, [mmHg];

C_1 = concentração molar do gás antes da purga, [mol.L⁻¹];

P_2 = pressão interna do frasco depois da purga, [mmHg] e,

C_2 = concentração molar do gás depois da purga, [mol.L⁻¹].

Assim:

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{P_1}{P_2} \quad \text{Eq. A10}$$

Como após a purga a pressão interna do frasco é igual à pressão atmosférica, tem-se:

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{P_1}{P_{atm}} \quad \text{Eq. A11}$$

A concentração molar perdida com a purga (C_p) pode ser calculada por:

$$C_p = C_1 - C_2 \quad \text{Eq. A12}$$

Assim a concentração molar real (C_{real}) corrigida para cada tempo pode ser obtida pela concentração antes da purga (C_1) adicionada das perdas acumuladas (PA) conforme mostrado nas **Equações A13** e **A14**.

$$PA = \sum_{i=1}^n C_{1,i} \quad \text{Eq. A13}$$

$$C_{\text{real}} = C_1 + PA \quad \text{Eq. A14}$$

Planilha de Cálculo – Segunda Etapa

A **Figura A8** apresenta a planilha de cálculo elaborada para auxiliar na determinação da concentração real de CH_4 ou CO_2 durante a segunda etapa dos ensaios realizados.

	Tempo (dias)	C_2	P_{atm}	P_2	FMolar	P_{CH_4}	P_{absoluta}	C_1	C_p	$C_{p.\text{acum}}$	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)	(mmHg)	(%)	(mmHg)		(mol/L)			
Ponto											

Figura A8. Planilha de cálculo utilizada na determinação da concentração real de CH_4 ou CO_2 durante a segunda etapa dos ensaios realizados, onde:

C_2 = concentração molar do gás depois da purga, $[\text{mol.L}^{-1}]$;

P_{atm} = pressão atmosférica, $[\text{mmHg}]$;

P_2 = pressão interna do frasco depois da purga, $[\text{mmHg}]$;

FMolar = porcentagem de CH_4 ou CO_2 no biogás, $[\%]$;

$P_{\text{CH}_4} = P_2 \times \text{FMolar}_{\text{CH}_4}$ ou $P_{\text{CO}_2} = P_2 \times \text{FMolar}_{\text{CO}_2}$, $[\text{mmHg}]$;

$P_{\text{absoluta}} = P_{\text{CH}_4} + P_{\text{atm}}$ ou $P_{\text{absoluta}} = P_{\text{CO}_2} + P_{\text{atm}}$, $[\text{mmHg}]$;

C_1 = concentração molar do gás antes da purga, $[\text{mol.L}^{-1}]$;

C_p = concentração molar do gás perdida na purga, $[\text{mol.L}^{-1}]$;

$C_{p.\text{acum}}$ = perda acumulada da concentração molar do gás, $[\text{mol.L}^{-1}]$;

C_{real} = concentração molar real do gás, $[\text{mol.L}^{-1}]$.

Bateria 5 – Segunda Etapa

As **Tabelas A1** e **A2** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 , obtidas por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 é ilustrada na **Figura A9**.

Tabela A1. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (**Bateria 5**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	1766,5	1136,0	3770,5	352,5	3136,5
4	-	2148,5	2951,0	4079,5	1030,0	3330,5
6	-	2176,5	3767,0	4778,5	1046,5	3984,0
8	417,0	2448,5	4358,0	5692,0	1152,0	4078,0
10	599,0	2735,5	5941,5	7254,5	1950,0	5224,0
12	946,5	3231,0	6762,5	7372,5	2627,0	6047,5
14	1021,0	3428,0	7102,0	9630,0	3619,5	10328,0

Tabela A2. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (**Bateria 5**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$		$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$		$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	$5,33 \times 10^{-6}$	$5,47 \times 10^{-6}$	$1,14 \times 10^{-5}$	$1,70 \times 10^{-6}$	$9,46 \times 10^{-6}$
4	-	$6,48 \times 10^{-6}$	$1,42 \times 10^{-5}$	$1,23 \times 10^{-5}$	$4,96 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-5}$
6	-	$6,56 \times 10^{-6}$	$1,81 \times 10^{-5}$	$1,44 \times 10^{-5}$	$5,04 \times 10^{-6}$	$1,20 \times 10^{-5}$
8	$2,01 \times 10^{-6}$	$7,38 \times 10^{-6}$	$2,10 \times 10^{-5}$	$1,72 \times 10^{-5}$	$5,55 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-5}$
10	$2,88 \times 10^{-6}$	$8,25 \times 10^{-6}$	$2,86 \times 10^{-5}$	$2,19 \times 10^{-5}$	$9,39 \times 10^{-6}$	$1,57 \times 10^{-5}$
12	$4,56 \times 10^{-6}$	$9,74 \times 10^{-6}$	$3,26 \times 10^{-5}$	$2,22 \times 10^{-5}$	$1,26 \times 10^{-5}$	$1,82 \times 10^{-5}$
14	$4,92 \times 10^{-6}$	$1,03 \times 10^{-5}$	$3,42 \times 10^{-5}$	$2,90 \times 10^{-5}$	$1,74 \times 10^{-5}$	$3,11 \times 10^{-5}$

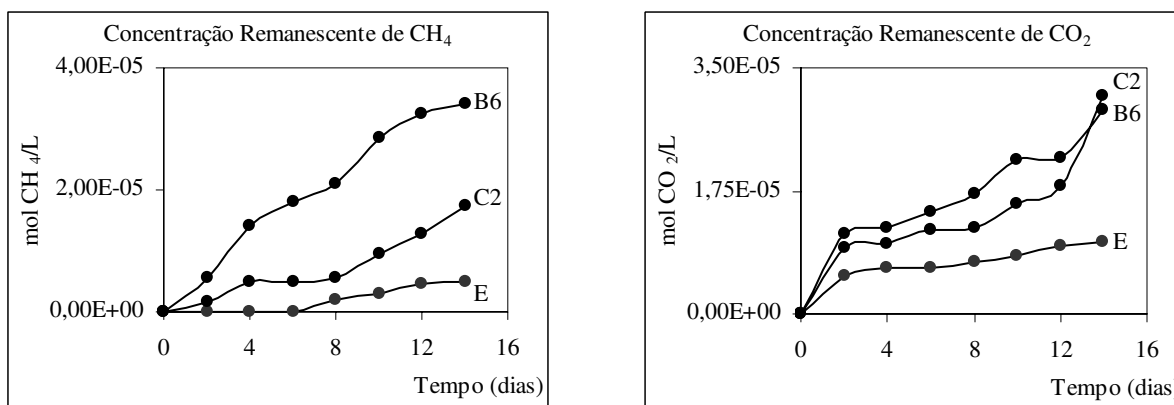


Figura A9. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (*Bateria 5*).

A evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) é apresentada na **Tabela A3** e ilustrada na **Figura A10**.

Tabela A3. Evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (*Bateria 5*).

Tempo (dias)	Ponto					
	ST (mg.L ⁻¹)			SV (mg.L ⁻¹)		
	E	B6	C2	E	B6	C2
0	29838	18475	20850	15638	13850	16662
2	26238	18388	20638	13088	12000	10513
6	25300	18325	20313	11413	10913	10300
8	24675	18175	19938	11225	9887	10100
10	24600	18038	19900	11038	9825	10062
12	24500	17963	19775	11013	9737	9938
14	24275	17775	19550	10863	9550	9812

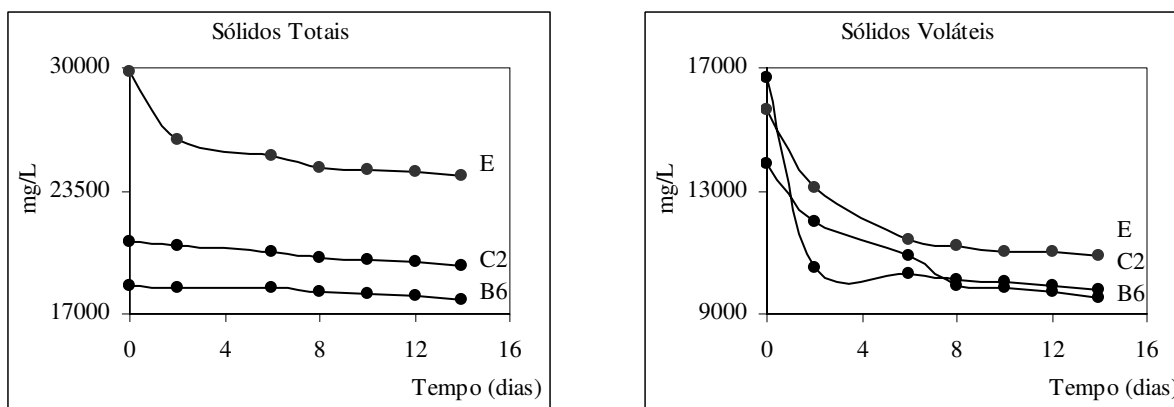


Figura A10. Evolução temporal da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 30 dias (*Bateria 5*).

Por meio da análise da **Tabela A3** e da **Figura A10** pode-se verificar que ao logo dos testes houve um decaimento nos valores de ST e SV. As porcentagens de redução de ST foram 18,6%; 3,8% e 6,2%; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2, respectivamente. As porcentagens de redução de SV foram 30,5%; 31,0% e 41,1%; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2, respectivamente. As remoções de SV ocorreram com maior intensidade nos primeiros dias dos testes, sendo que no 6º dia a taxa de remoção já havia superado 90% em todos os testes realizados.

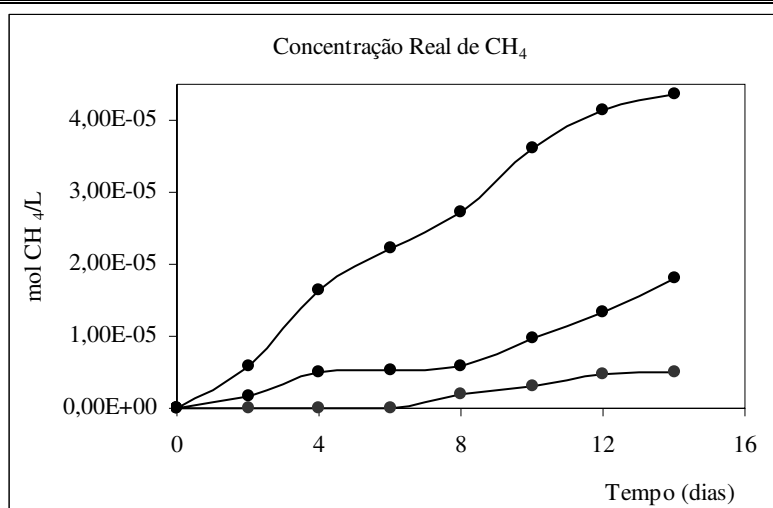
Pode-se verificar que houve uma variação nas relações de SV/ST ao decorrer dos testes. Enquanto esses valores iniciais eram 0,52; 0,75 e 0,80; no final dos testes esses valores eram 0,45; 0,54 e 0,50; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2; respectivamente.

Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}).

A **Tabela A4** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH_4 a partir dos dados de concentração remanescente de CH_4 , obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH_4 é ilustrado na **Figura A11**.

Tabela A4. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 5**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanescente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	FM_{olar}	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{frasco}	C_{perdida}	$C_{\text{perd.acum}}$	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)		(mol/L)			
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	708,8	84	-	-	-	-	-	-	-
	4	-	711,1	63	-	-	-	-	-	-	-
	6	-	705,8	59	-	-	-	-	-	-	-
	8	$2,01 \times 10^{-6}$	705,8	57	21,4	12,2	718,0	$2,04 \times 10^{-6}$	$3,47 \times 10^{-8}$	-	$2,04 \times 10^{-6}$
	10	$2,88 \times 10^{-6}$	704,3	7	25,9	1,8	706,1	$2,89 \times 10^{-6}$	$7,43 \times 10^{-9}$	$3,47 \times 10^{-8}$	$2,93 \times 10^{-6}$
	12	$4,56 \times 10^{-6}$	709,6	1	31,9	0,3	709,9	$4,56 \times 10^{-6}$	$2,05 \times 10^{-9}$	$4,21 \times 10^{-8}$	$4,60 \times 10^{-6}$
	14	$4,92 \times 10^{-6}$	711,1	1	32,2	0,3	711,4	$4,92 \times 10^{-6}$	$2,23 \times 10^{-9}$	$4,41 \times 10^{-8}$	$4,96 \times 10^{-6}$
B6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$5,47 \times 10^{-6}$	708,8	160	32,5	51,98	760,78	$5,87 \times 10^{-6}$	$4,01 \times 10^{-7}$	-	$5,87 \times 10^{-6}$
	4	$1,42 \times 10^{-5}$	711,1	158	53,6	84,7	795,8	$1,59 \times 10^{-5}$	$1,69 \times 10^{-6}$	$4,01 \times 10^{-7}$	$1,63 \times 10^{-5}$
	6	$1,81 \times 10^{-5}$	705,8	144	55,7	80,3	786,1	$2,02 \times 10^{-5}$	$2,06 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$2,23 \times 10^{-5}$
	8	$2,10 \times 10^{-5}$	705,8	124	55,0	68,2	774,0	$2,30 \times 10^{-5}$	$2,03 \times 10^{-6}$	$4,16 \times 10^{-6}$	$2,72 \times 10^{-5}$
	10	$2,86 \times 10^{-5}$	704,3	62	56,7	35,1	739,4	$3,00 \times 10^{-5}$	$1,43 \times 10^{-6}$	$6,18 \times 10^{-6}$	$3,62 \times 10^{-5}$
	12	$3,26 \times 10^{-5}$	709,6	41	59,4	24,4	734,0	$3,37 \times 10^{-5}$	$1,12 \times 10^{-6}$	$7,61 \times 10^{-6}$	$4,13 \times 10^{-5}$
	14	$3,42 \times 10^{-5}$	711,1	30	54,1	16,2	727,3	$3,50 \times 10^{-5}$	$7,80 \times 10^{-7}$	$8,73 \times 10^{-6}$	$4,37 \times 10^{-5}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,70 \times 10^{-6}$	708,8	110	15	16,74	725,54	$1,74 \times 10^{-6}$	$4,01 \times 10^{-8}$	-	$1,74 \times 10^{-6}$
	4	$4,96 \times 10^{-6}$	711,1	57	33	18,85	729,95	$5,09 \times 10^{-6}$	$1,31 \times 10^{-7}$	$4,01 \times 10^{-8}$	$5,13 \times 10^{-6}$
	6	$5,04 \times 10^{-6}$	705,8	48	30	14,2	720,0	$5,14 \times 10^{-6}$	$1,01 \times 10^{-7}$	$1,72 \times 10^{-7}$	$5,31 \times 10^{-6}$
	8	$5,55 \times 10^{-6}$	705,8	31	31	9,6	715,4	$5,62 \times 10^{-6}$	$7,57 \times 10^{-8}$	$2,73 \times 10^{-7}$	$5,90 \times 10^{-6}$
	10	$9,39 \times 10^{-6}$	704,3	23	37	8,6	712,9	$9,50 \times 10^{-6}$	$1,15 \times 10^{-7}$	$3,49 \times 10^{-7}$	$9,85 \times 10^{-6}$
	12	$1,26 \times 10^{-5}$	709,6	15	41	6,1	715,7	$1,28 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-7}$	$4,63 \times 10^{-7}$	$1,32 \times 10^{-5}$
	14	$1,74 \times 10^{-5}$	711,1	9	36	3,2	714,3	$1,75 \times 10^{-5}$	$7,92 \times 10^{-8}$	$5,73 \times 10^{-7}$	$1,81 \times 10^{-5}$

**Figura A11.** Perfil da concentração molar real de CH_4 (**Bateria 5**).

Na **Figura A12** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH_4 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

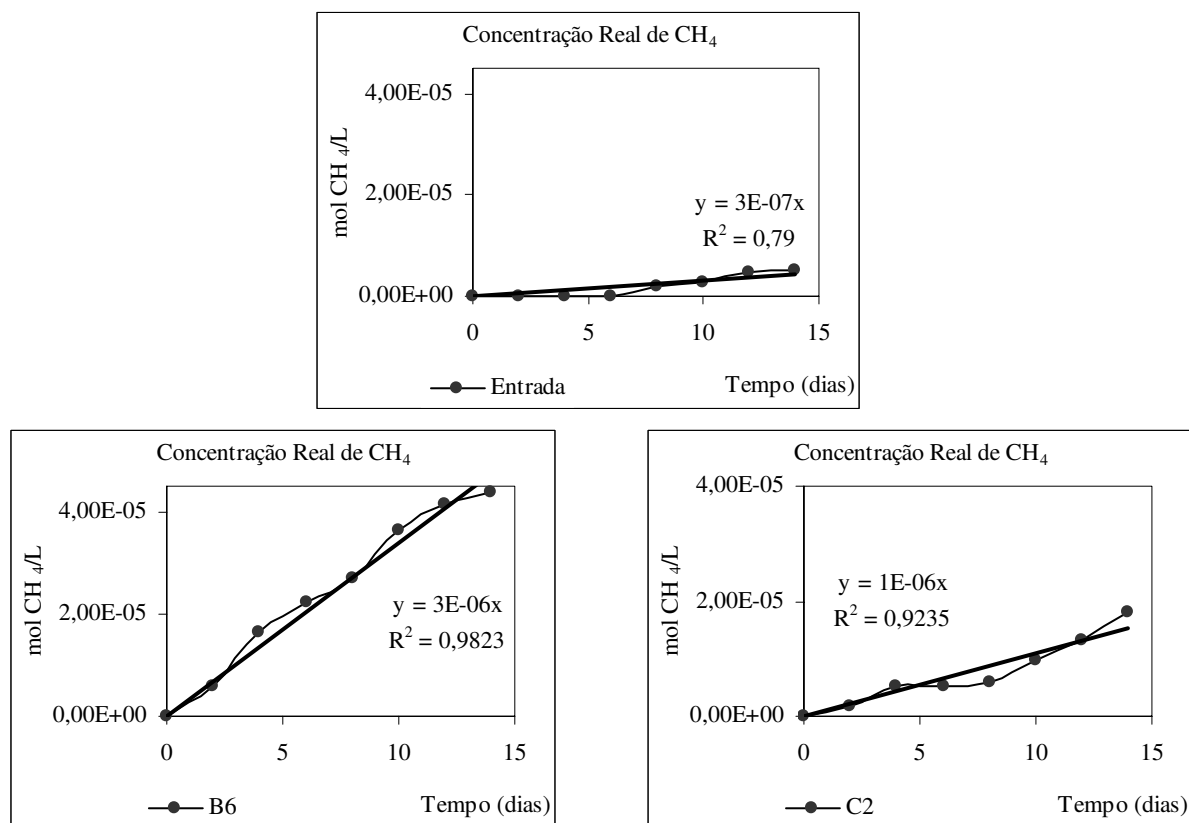


Figura A12. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH_4 (*Bateria 5*).

A **Tabela A5** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela A5. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (*Bateria 5*).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V _{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH ₄ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH ₄ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	83	16	1,33	3,04x10 ⁻⁷	0,135	4,95x10 ⁻⁷
	B6	98	14	1,37	3,39x10 ⁻⁶	0,135	5,33x10 ⁻⁶
	C2	79	17	1,34	1,10x10 ⁻⁶	0,135	1,76x10 ⁻⁶

A discussão dos resultados envolvendo a produção de CH_4 e a avaliação da biodegradabilidade intrínseca é efetuada no final do Apêndice II.

Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO2}).

A **Tabela A6** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO₂ a partir dos dados de concentração remanescente de CO₂, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO₂ é ilustrado na **Figura A13**.

Tabela A6. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO₂ (**Bateria 5**).

	Tempo (dias)	C _{remanescente} (mol/L)	P _{atm} (mmHg)	PF _{relativa} (mmHg)	FMolar (%)	P _{CH4} (mmHg)	PF _{absoluta} (mmHg)	C _{frasco} (mol/L)	C _{perdida} (mol/L)	C _{perd.acum} (mol/L)	C _{real} (mol/L)
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	5,33x10 ⁻⁶	708,8	84	100,0	84,0	792,8	5,96x10 ⁻⁶	6,31x10 ⁻⁷	-	5,96x10 ⁻⁶
	4	6,48x10 ⁻⁶	711,1	63	100,0	63,0	774,1	7,05x10 ⁻⁶	5,74x10 ⁻⁷	6,31x10 ⁻⁷	7,68x10 ⁻⁶
	6	6,56x10 ⁻⁶	705,8	59	100,0	59,0	764,8	7,11x10 ⁻⁶	5,49x10 ⁻⁷	1,21x10 ⁻⁶	8,32x10 ⁻⁶
	8	7,38x10 ⁻⁶	705,8	57	78,6	44,8	750,6	7,85x10 ⁻⁶	4,69x10 ⁻⁷	1,75x10 ⁻⁶	9,60x10 ⁻⁶
	10	8,25x10 ⁻⁶	704,3	7	74,1	5,2	709,5	8,31x10 ⁻⁶	6,07x10 ⁻⁸	2,22x10 ⁻⁶	1,05x10 ⁻⁵
	12	9,74x10 ⁻⁶	709,6	1	68,1	0,7	710,3	9,75x10 ⁻⁶	9,35x10 ⁻⁹	2,28x10 ⁻⁶	1,20x10 ⁻⁵
	14	1,03x10 ⁻⁵	711,1	1	67,8	0,7	711,8	1,03x10 ⁻⁵	9,85x10 ⁻⁹	2,29x10 ⁻⁶	1,26x10 ⁻⁵
B6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	1,14x10 ⁻⁵	708,8	160	67,5	108,0	816,8	1,31x10 ⁻⁵	1,73x10 ⁻⁶	-	1,31x10 ⁻⁵
	4	1,23x10 ⁻⁵	711,1	158	46,4	73,3	784,4	1,36x10 ⁻⁵	1,27x10 ⁻⁶	1,73x10 ⁻⁶	1,53x10 ⁻⁵
	6	1,44x10 ⁻⁵	705,8	144	44,3	63,7	769,5	1,57x10 ⁻⁵	1,30x10 ⁻⁶	3,00x10 ⁻⁶	1,87x10 ⁻⁵
	8	1,72x10 ⁻⁵	705,8	124	45,0	55,8	761,6	1,85x10 ⁻⁵	1,36x10 ⁻⁶	4,30x10 ⁻⁶	2,28x10 ⁻⁵
	10	2,19x10 ⁻⁵	704,3	62	43,3	26,9	731,2	2,27x10 ⁻⁵	8,34x10 ⁻⁷	5,66x10 ⁻⁶	2,84x10 ⁻⁵
	12	2,22x10 ⁻⁵	709,6	41	40,6	16,6	726,2	2,27x10 ⁻⁵	5,21x10 ⁻⁷	6,49x10 ⁻⁶	2,92x10 ⁻⁵
	14	2,90x10 ⁻⁵	711,1	30	45,9	13,8	724,9	2,96x10 ⁻⁵	5,62x10 ⁻⁷	7,01x10 ⁻⁶	3,66x10 ⁻⁵
C2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	9,46x10 ⁻⁶	708,8	110	85	93,3	802,1	1,07x10 ⁻⁵	1,24x10 ⁻⁶	-	1,07x10 ⁻⁵
	4	1,00x10 ⁻⁵	711,1	57	67	38,2	749,3	1,06x10 ⁻⁵	5,39x10 ⁻⁷	1,24x10 ⁻⁶	1,18x10 ⁻⁵
	6	1,20x10 ⁻⁵	705,8	48	70	33,8	739,6	1,26x10 ⁻⁵	5,75x10 ⁻⁷	1,78x10 ⁻⁶	1,44x10 ⁻⁵
	8	1,23x10 ⁻⁵	705,8	31	69	21,4	727,2	1,27x10 ⁻⁵	3,72x10 ⁻⁷	2,36x10 ⁻⁶	1,50x10 ⁻⁵
	10	1,57x10 ⁻⁵	704,3	23	63	14,4	718,7	1,61x10 ⁻⁵	3,22x10 ⁻⁷	2,73x10 ⁻⁶	1,88x10 ⁻⁵
	12	1,82x10 ⁻⁵	709,6	15	59	8,9	718,5	1,85x10 ⁻⁵	2,28x10 ⁻⁷	3,05x10 ⁻⁶	2,15x10 ⁻⁵
	14	3,11x10 ⁻⁵	711,1	9	64	5,8	716,9	3,14x10 ⁻⁵	2,53x10 ⁻⁷	3,28x10 ⁻⁶	3,47x10 ⁻⁵

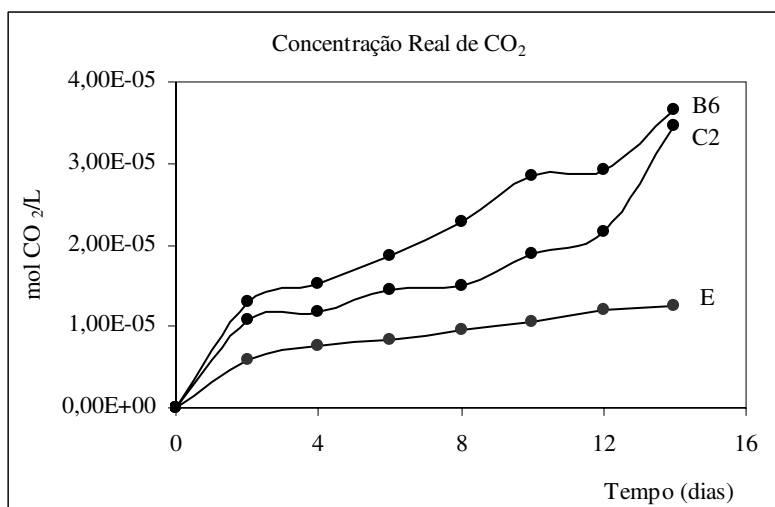


Figura A13. Perfil da concentração molar real de CO₂ (*Bateria 5*).

Na **Figura A14** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

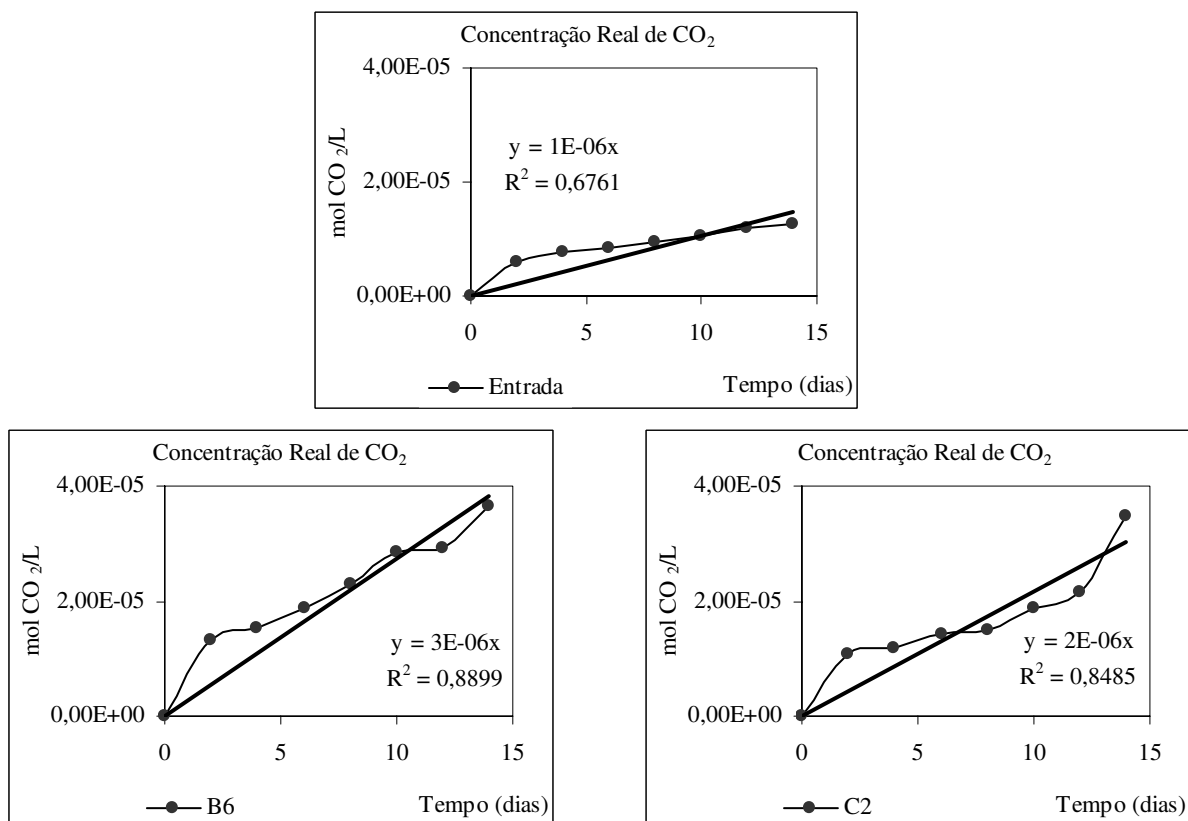


Figura A14. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (*Bateria 5*).

A **Tabela A7** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela A7. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}) (**Bateria 5**).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V ^{"headspace"}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	83	16	1,33	1,06x10 ⁻⁶	0,135	4,76x10 ⁻⁶
	B6	98	14	1,37	2,73x10 ⁻⁶	0,135	1,18x10 ⁻⁵
	C2	79	17	1,34	2,15x10 ⁻⁶	0,135	9,53x10 ⁻⁶

A discussão dos resultados envolvendo a produção de CO₂, e a avaliação da biodegradabilidade intrínseca é efetuada no final do Apêndice II.

Bateria 6 – Segunda Etapa

As **Tabelas A8** e **A9** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂, obtidas por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 20 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH₄ e CO₂ é ilustrada na **Figura A15**.

Tabela A8. Unidades de área de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (**Bateria 6**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	-	1658,0	882,0	4405,5	-	4934,0
4	-	1694,5	896,0	4562,0	379,5	5428,5
6	-	1891,0	1592,0	4964,5	1166,5	6148,5
8	-	2331,5	1759,5	5934,5	1182,0	6388,0
10	-	2488,0	1893,0	6434,0	1683,0	7211,5
12	339,5	2582,5	2694,0	7420,5	2213,0	7317,5
14	629,0	2776,5	3318,0	7965,0	2328,5	7475,5

Tabela A9. Concentrações molares remanescentes de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (**Bateria 6**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)		C _{remanescente} (mol/L)	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
2	-	5,00x10 ⁻⁶	4,25x10 ⁻⁶	1,33x10 ⁻⁵	-	1,49x10 ⁻⁵
4	-	5,11x10 ⁻⁶	4,31x10 ⁻⁶	1,38x10 ⁻⁵	1,83x10 ⁻⁶	1,64x10 ⁻⁵
6	-	5,70x10 ⁻⁶	7,67x10 ⁻⁶	1,50x10 ⁻⁵	5,62x10 ⁻⁶	1,85x10 ⁻⁵
8	-	7,03x10 ⁻⁶	8,47x10 ⁻⁶	1,79x10 ⁻⁵	5,69x10 ⁻⁶	1,93x10 ⁻⁵
10	-	7,50x10 ⁻⁶	9,11x10 ⁻⁶	1,94x10 ⁻⁵	8,10x10 ⁻⁶	2,17x10 ⁻⁵
12	1,63x10 ⁻⁶	7,79x10 ⁻⁶	1,30x10 ⁻⁵	2,24x10 ⁻⁵	1,07x10 ⁻⁵	2,21x10 ⁻⁵
14	3,03x10 ⁻⁶	8,37x10 ⁻⁶	1,60x10 ⁻⁵	2,40x10 ⁻⁵	1,12x10 ⁻⁵	2,25x10 ⁻⁵

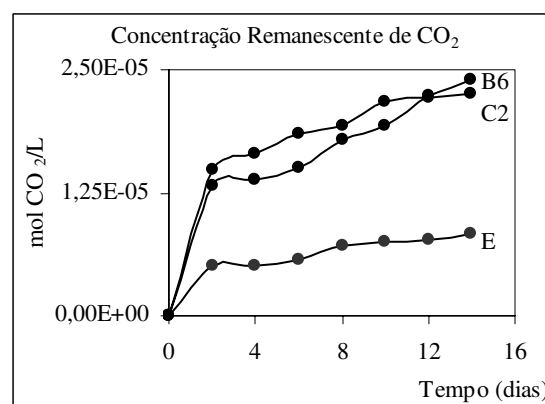
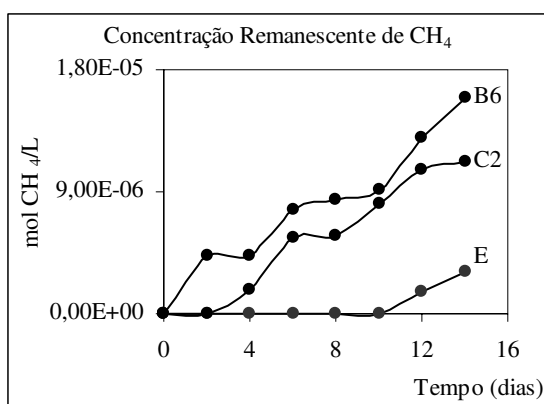


Figura A15. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 20 dias (**Bateria 6**).

A evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) é apresentada na **Tabela A10** e ilustrada na **Figura A16**.

Tabela A10. Evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (*Bateria 6*).

Tempo (dias)	Ponto					
	ST (mg.L ⁻¹)			SV (mg.L ⁻¹)		
	E	B6	C2	E	B6	C2
0	23638	23300	19600	14563	12838	14675
2	23500	23100	19263	12962	12050	13200
6	22850	21300	19188	12925	11338	11188
8	22838	21100	19125	10725	11138	9762
10	22825	21063	19100	9700	11125	9462
12	21825	20887	18812	9450	11050	9125
14	21587	20775	18345	9225	11013	9001

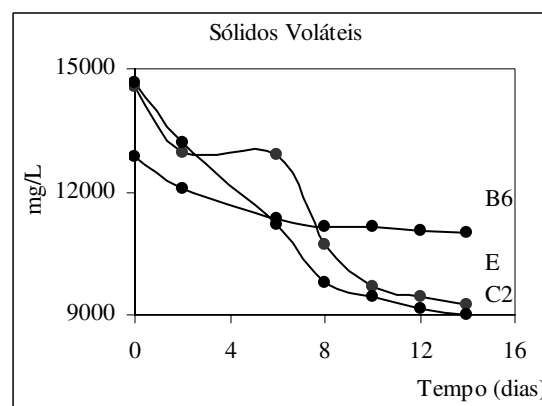
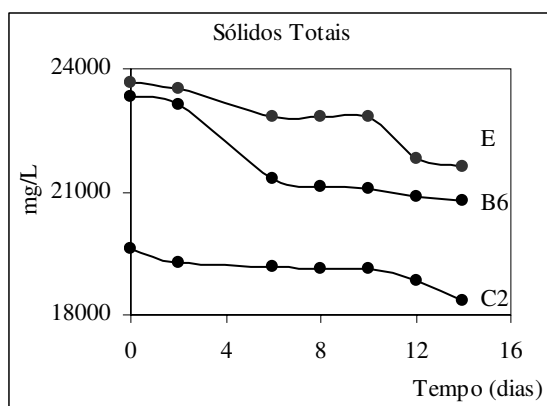


Figura A16. Evolução temporal da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis (*Bateria 6*).

Por meio da análise da **Tabela A10** e da **Figura A16** pode-se verificar que ao longo dos testes houve um decaimento nos valores de ST e SV. As porcentagens de redução de ST foram 8,7%; 10,8% e 6,4%; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2, respectivamente. As porcentagens de redução de SV foram 36,7%; 14,2% e 38,7%; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2, respectivamente. As remoções de SV também ocorreram com maior intensidade nos primeiros dias dos testes, mas apenas no 8º dia a taxa de remoção já havia superado 90% em todos os testes realizados.

Pode-se verificar que houve uma variação nas relações de SV/ST ao decorrer dos testes. Enquanto esses valores iniciais eram 0,62; 0,55 e 0,75; no final dos testes esses

valores eram 0,43; 0,53 e 0,49; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2; respectivamente.

Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH4}).

A **Tabela A11** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura A17**.

Tabela A11. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH₄ (*Bateria 6*).

	Tempo (dias)	C _{remanescente}	P _{atm}	PF _{relativa}	FMolar	P _{CH4}	PF _{absoluta}	C _{frasco}	C _{perdida}	C _{perd.acum}	C _{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)	(mmHg)		(mol/L)			
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	707,3	61	-	-	-	-	-	-	-
	4	-	708,1	52	-	-	-	-	-	-	-
	6	-	705,8	21	-	-	-	-	-	-	-
	8	-	706,6	4	-	-	-	-	-	-	-
	10	-	704,3	1	-	-	-	-	-	-	-
	12	1,63x10 ⁻⁶	703,6	1	17,4	0,2	703,8	1,64x10 ⁻⁶	4,03x10 ⁻⁹	-	1,64x10 ⁻⁶
	14	3,03x10 ⁻⁶	704,3	1	26,6	0,3	704,6	3,03x10 ⁻⁶	1,14x10 ⁻⁹	4,03x10 ⁻⁹	3,03x10 ⁻⁶
B6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	4,25x10 ⁻⁶	707,3	134	24,2	32,46	739,76	4,44x10 ⁻⁶	1,95x10 ⁻⁷	-	4,44x10 ⁻⁶
	4	4,31x10 ⁻⁶	708,1	128	23,9	30,6	738,7	4,50x10 ⁻⁶	1,86x10 ⁻⁷	1,95x10 ⁻⁷	4,70x10 ⁻⁶
	6	7,67x10 ⁻⁶	705,8	118	33,9	40,0	745,8	8,10x10 ⁻⁶	4,34x10 ⁻⁷	3,81x10 ⁻⁷	8,48x10 ⁻⁶
	8	8,47x10 ⁻⁶	706,6	75	32,1	24,1	730,7	8,76x10 ⁻⁶	2,89x10 ⁻⁷	8,15x10 ⁻⁷	9,58x10 ⁻⁶
	10	9,11x10 ⁻⁶	704,3	17	32,0	5,4	709,7	9,18x10 ⁻⁶	7,03x10 ⁻⁸	1,10x10 ⁻⁶	1,03x10 ⁻⁵
	12	1,30x10 ⁻⁵	703,6	9	36,7	3,3	706,9	1,30x10 ⁻⁵	6,09x10 ⁻⁸	1,17x10 ⁻⁶	1,42x10 ⁻⁵
	14	1,60x10 ⁻⁵	704,3	1	40,0	0,4	704,7	1,60x10 ⁻⁵	9,06x10 ⁻⁹	1,24x10 ⁻⁶	1,72x10 ⁻⁵
C2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	707,3	137	-	-	-	-	-	-	-
	4	1,83x10 ⁻⁶	708,1	118	10	11,85	719,95	1,86x10 ⁻⁶	3,06x10 ⁻⁸	-	1,86x10 ⁻⁶
	6	5,62x10 ⁻⁶	705,8	105	23	24,42	730,22	5,81x10 ⁻⁶	1,94x10 ⁻⁷	3,06x10 ⁻⁸	5,84x10 ⁻⁶
	8	5,69x10 ⁻⁶	706,6	102	23	23,27	729,87	5,88x10 ⁻⁶	1,87x10 ⁻⁷	2,25x10 ⁻⁷	6,10x10 ⁻⁶
	10	8,10x10 ⁻⁶	704,3	40	27	10,86	715,16	8,23x10 ⁻⁶	1,25x10 ⁻⁷	4,12x10 ⁻⁷	8,64x10 ⁻⁶
	12	1,07x10 ⁻⁵	703,6	12	33	3,91	707,51	1,07x10 ⁻⁵	5,92x10 ⁻⁸	5,37x10 ⁻⁷	1,13x10 ⁻⁵
	14	1,12x10 ⁻⁵	704,3	1	33	0,33	704,63	1,12x10 ⁻⁵	5,29x10 ⁻⁹	5,96x10 ⁻⁷	1,18x10 ⁻⁵

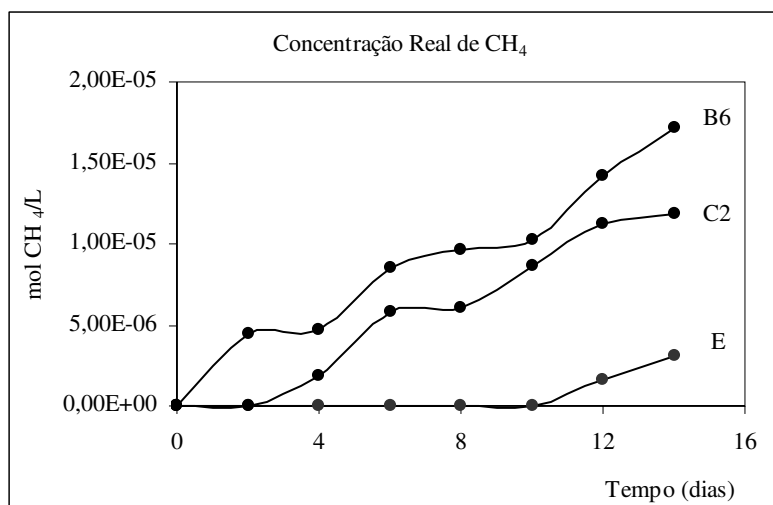


Figura A17. Perfil da concentração molar real de CH₄ (*Bateria 6*).

Na **Figura A18** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH₄ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

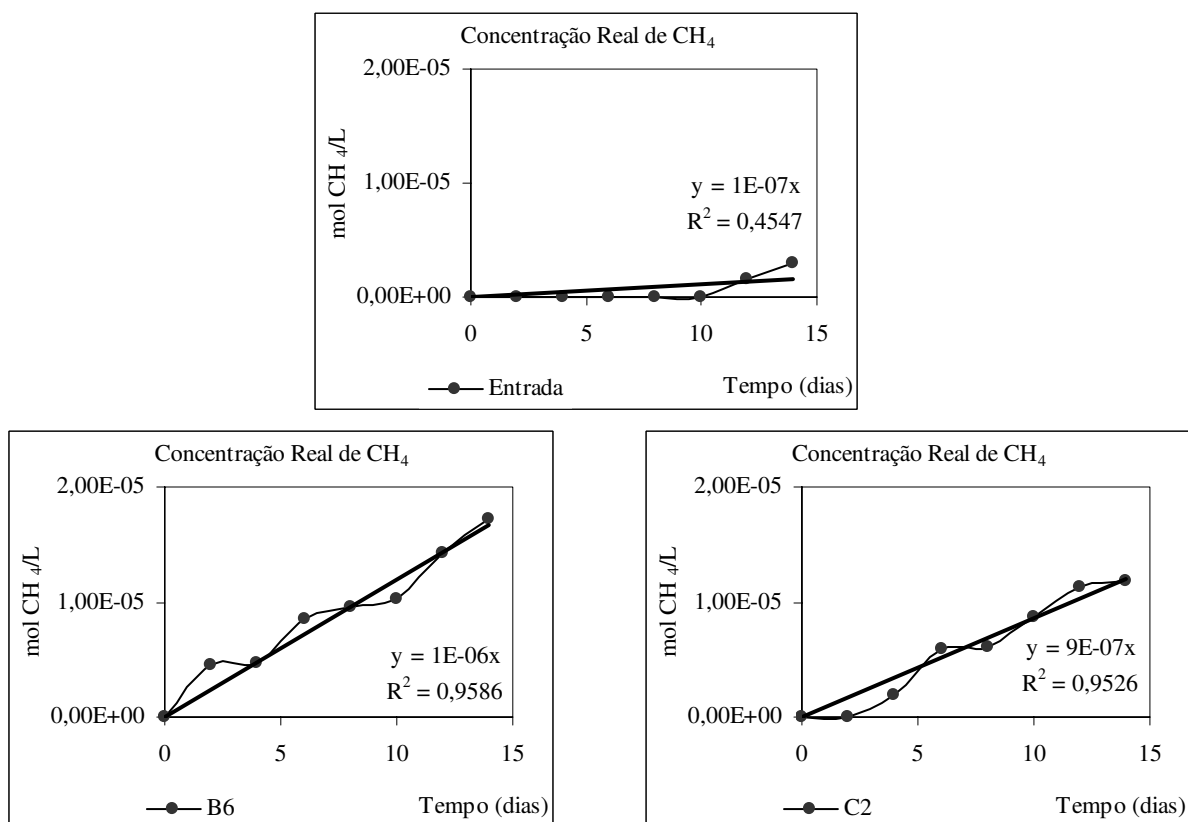


Figura A18. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH₄ (*Bateria 6*).

A **Tabela A12** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela A12. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (*Bateria 6*).

Parâmetro		V_{lodo}	SV_{lodo}	M_{ST}	k	$V^{\text{"headspace"}}$	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH_4 .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH_4 .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	89	15	1,34	$1,11 \times 10^{-7}$	0,135	$1,79 \times 10^{-7}$
	B6	101	13	1,31	$1,20 \times 10^{-6}$	0,135	$1,97 \times 10^{-6}$
	C2	92	15	1,38	$8,54 \times 10^{-7}$	0,135	$1,34 \times 10^{-6}$

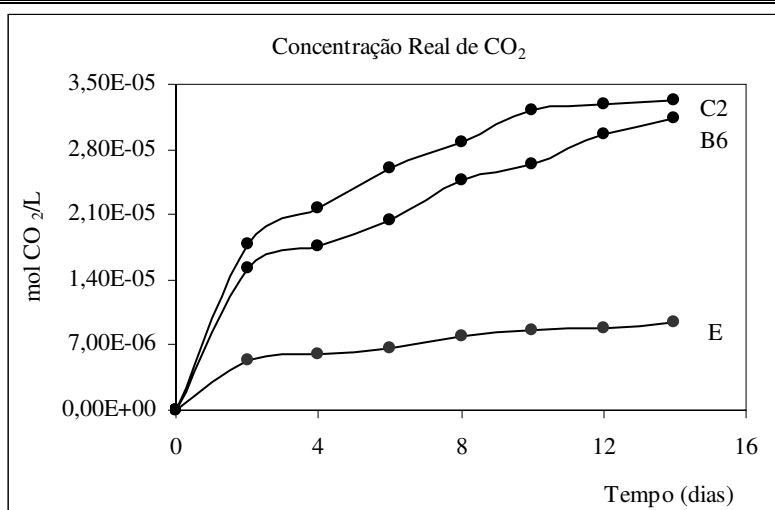
A discussão dos resultados envolvendo a produção de CH_4 e a avaliação da biodegradabilidade intrínseca é efetuada no final do Apêndice II.

Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}).

A **Tabela A13** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO_2 a partir dos dados de concentração remanescente de CO_2 , obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO_2 é ilustrado na **Figura A19**.

Tabela A13. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 6**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanescente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	FM_{olar}	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{frasco}	C_{perdida}	$C_{\text{perd.acum}}$	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)		(mmHg)	(mol/L)			
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$5,00 \times 10^{-6}$	707,3	61	100,0	61,0	768,3	$5,43 \times 10^{-6}$	$4,31 \times 10^{-7}$	-	$5,43 \times 10^{-6}$
	4	$5,11 \times 10^{-6}$	708,1	52	100,0	52,0	760,1	$5,48 \times 10^{-6}$	$3,75 \times 10^{-7}$	$4,31 \times 10^{-7}$	$5,91 \times 10^{-6}$
	6	$5,70 \times 10^{-6}$	705,8	21	100,0	21,0	726,8	$5,87 \times 10^{-6}$	$1,70 \times 10^{-7}$	$8,06 \times 10^{-7}$	$6,68 \times 10^{-6}$
	8	$7,03 \times 10^{-6}$	706,6	4	100,0	4,0	710,6	$7,07 \times 10^{-6}$	$3,98 \times 10^{-8}$	$9,76 \times 10^{-7}$	$8,04 \times 10^{-6}$
	10	$7,50 \times 10^{-6}$	704,3	1	100,0	1,0	705,3	$7,51 \times 10^{-6}$	$1,07 \times 10^{-8}$	$1,02 \times 10^{-6}$	$8,53 \times 10^{-6}$
	12	$7,79 \times 10^{-6}$	703,6	1	82,6	0,8	704,4	$7,79 \times 10^{-6}$	$9,15 \times 10^{-9}$	$1,03 \times 10^{-6}$	$8,82 \times 10^{-6}$
	14	$8,37 \times 10^{-6}$	704,3	1	73,4	0,7	705,0	$8,38 \times 10^{-6}$	$8,73 \times 10^{-9}$	$1,04 \times 10^{-6}$	$9,41 \times 10^{-6}$
B6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,33 \times 10^{-5}$	707,3	134	75,8	101,5	808,8	$1,52 \times 10^{-5}$	$1,91 \times 10^{-6}$	-	$1,52 \times 10^{-5}$
	4	$1,38 \times 10^{-5}$	708,1	128	76,1	97,4	805,5	$1,56 \times 10^{-5}$	$1,89 \times 10^{-6}$	$1,91 \times 10^{-6}$	$1,76 \times 10^{-5}$
	6	$1,50 \times 10^{-5}$	705,8	118	66,1	78,0	783,8	$1,66 \times 10^{-5}$	$1,65 \times 10^{-6}$	$3,80 \times 10^{-6}$	$2,04 \times 10^{-5}$
	8	$1,79 \times 10^{-5}$	706,6	75	67,9	50,9	757,5	$1,92 \times 10^{-5}$	$1,29 \times 10^{-6}$	$5,45 \times 10^{-6}$	$2,46 \times 10^{-5}$
	10	$1,94 \times 10^{-5}$	704,3	17	68,0	11,6	715,9	$1,97 \times 10^{-5}$	$3,19 \times 10^{-7}$	$6,74 \times 10^{-6}$	$2,65 \times 10^{-5}$
	12	$2,24 \times 10^{-5}$	703,6	9	63,3	5,7	709,3	$2,26 \times 10^{-5}$	$1,81 \times 10^{-7}$	$7,06 \times 10^{-6}$	$2,96 \times 10^{-5}$
	14	$2,40 \times 10^{-5}$	704,3	1	60,0	0,6	704,9	$2,40 \times 10^{-5}$	$2,05 \times 10^{-8}$	$7,24 \times 10^{-6}$	$3,13 \times 10^{-5}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$1,49 \times 10^{-5}$	707,3	137	100,0	137,0	844,3	$1,78 \times 10^{-5}$	$2,88 \times 10^{-6}$	-	$1,78 \times 10^{-5}$
	4	$1,64 \times 10^{-5}$	708,1	118	90	106,1	814,2	$1,88 \times 10^{-5}$	$2,45 \times 10^{-6}$	$2,88 \times 10^{-6}$	$2,17 \times 10^{-5}$
	6	$1,85 \times 10^{-5}$	705,8	105	77	80,6	786,4	$2,07 \times 10^{-5}$	$2,12 \times 10^{-6}$	$5,33 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-5}$
	8	$1,93 \times 10^{-5}$	706,6	102	77	78,7	785,3	$2,14 \times 10^{-5}$	$2,15 \times 10^{-6}$	$7,45 \times 10^{-6}$	$2,89 \times 10^{-5}$
	10	$2,17 \times 10^{-5}$	704,3	40	73	29,1	733,4	$2,26 \times 10^{-5}$	$9,00 \times 10^{-7}$	$9,60 \times 10^{-6}$	$3,22 \times 10^{-5}$
	12	$2,21 \times 10^{-5}$	703,6	12	67	8,1	711,7	$2,23 \times 10^{-5}$	$2,54 \times 10^{-7}$	$1,05 \times 10^{-5}$	$3,28 \times 10^{-5}$
	14	$2,25 \times 10^{-5}$	704,3	1	67	0,7	705,0	$2,26 \times 10^{-5}$	$2,14 \times 10^{-8}$	$1,08 \times 10^{-5}$	$3,33 \times 10^{-5}$

**Figura A19.** Perfil da concentração molar real de CO_2 (**Bateria 6**).

Na **Figura A20** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

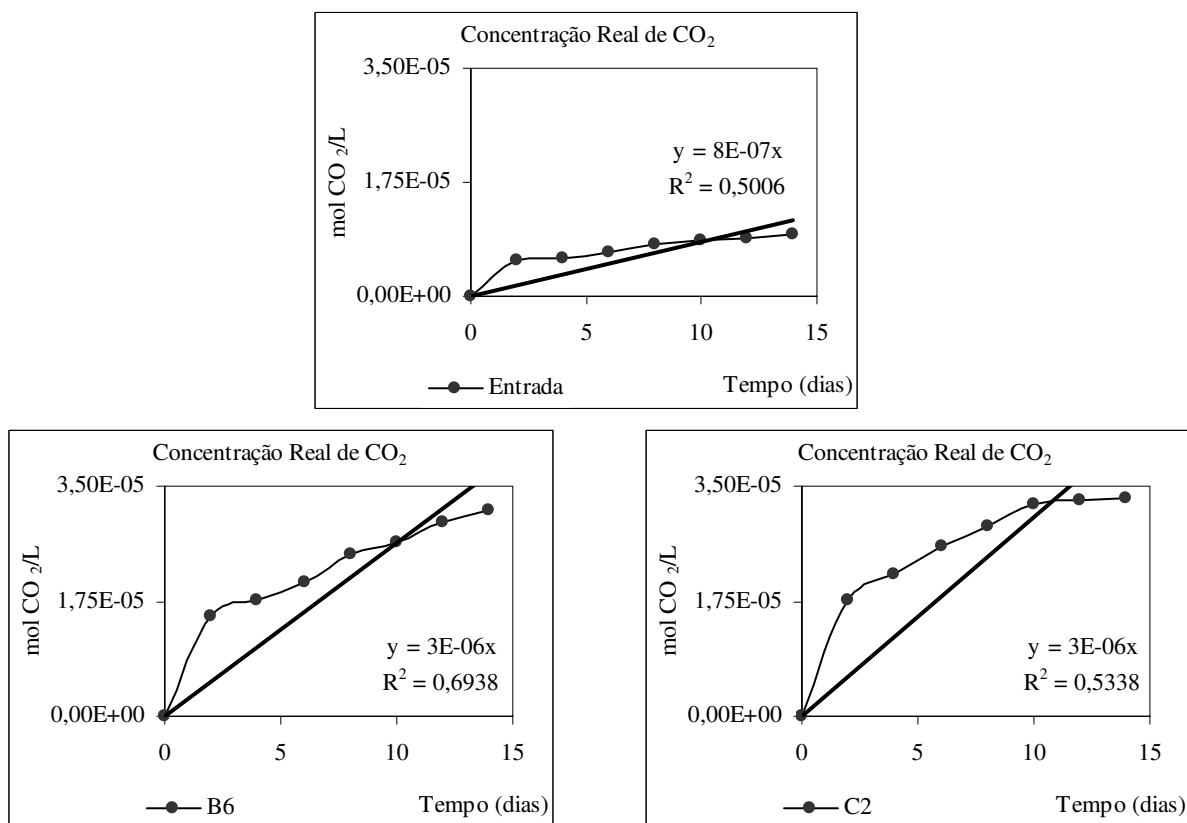


Figura A20. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (**Bateria 6**).

A **Tabela A14** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela A14. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}) (**Bateria 6**).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V _{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	89	15	1,34	8,25x10 ⁻⁷	0,135	3,67x10 ⁻⁶
	B6	101	13	1,31	2,64x10 ⁻⁶	0,135	1,19x10 ⁻⁵
	C2	92	15	1,38	3,02x10 ⁻⁶	0,135	1,30x10 ⁻⁵

A discussão dos resultados envolvendo a produção de CO₂ e a avaliação da biodegradabilidade intrínseca é efetuada no final do Apêndice II.

Bateria 7 – Segunda Etapa

As **Tabelas A15** e **A16** apresentam respectivamente, as unidades de áreas e as concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 , obtidas por cromatografia, durante o ensaio realizado com amostras do TDH de 10 dias.

A evolução temporal das concentrações remanescentes (C_r) de CH_4 e CO_2 é ilustrada na **Figura A21**.

Tabela A15. Unidades de área de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 10 dias (**Bateria 7**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	Unidade de Área		Unidade de Área		Unidade de Área	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	1130,0	143,0	2412,0	-	1675,5
4	-	1562,5	230,5	4000,0	-	1848,0
6	-	1735,5	774,0	5341,5	113,5	1985,5
8	-	2361,0	1167,0	5601,0	190,0	2026,0
10	-	2530,0	1641,5	5699,5	233,5	2383,5
12	-	2717,0	2778,0	5702,0	325,5	2501,0
14	-	3119,5	4776,0	7215,0	400,5	2779,5

Tabela A16. Concentrações molares remanescentes de CH_4 e CO_2 dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 10 dias (**Bateria 7**).

Tempo (dias)	Ponto de Amostragem					
	Entrada		B6		C2	
	$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$		$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$		$C_{\text{remanescente}} \text{ (mol/L)}$	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
2	-	$3,41 \times 10^{-6}$	$6,89 \times 10^{-7}$	$7,27 \times 10^{-6}$	-	$5,05 \times 10^{-6}$
4	-	$4,71 \times 10^{-6}$	$1,11 \times 10^{-6}$	$1,21 \times 10^{-5}$	-	$5,57 \times 10^{-6}$
6	-	$5,23 \times 10^{-6}$	$3,73 \times 10^{-6}$	$1,61 \times 10^{-5}$	$5,46 \times 10^{-7}$	$5,99 \times 10^{-6}$
8	-	$7,12 \times 10^{-6}$	$5,62 \times 10^{-6}$	$1,69 \times 10^{-5}$	$9,15 \times 10^{-7}$	$6,11 \times 10^{-6}$
10	-	$7,63 \times 10^{-6}$	$7,90 \times 10^{-6}$	$1,72 \times 10^{-5}$	$1,12 \times 10^{-6}$	$7,19 \times 10^{-6}$
12	-	$8,19 \times 10^{-6}$	$1,34 \times 10^{-5}$	$1,72 \times 10^{-5}$	$1,57 \times 10^{-6}$	$7,54 \times 10^{-6}$
14	-	$9,40 \times 10^{-6}$	$2,30 \times 10^{-5}$	$2,18 \times 10^{-5}$	$1,93 \times 10^{-6}$	$8,38 \times 10^{-6}$

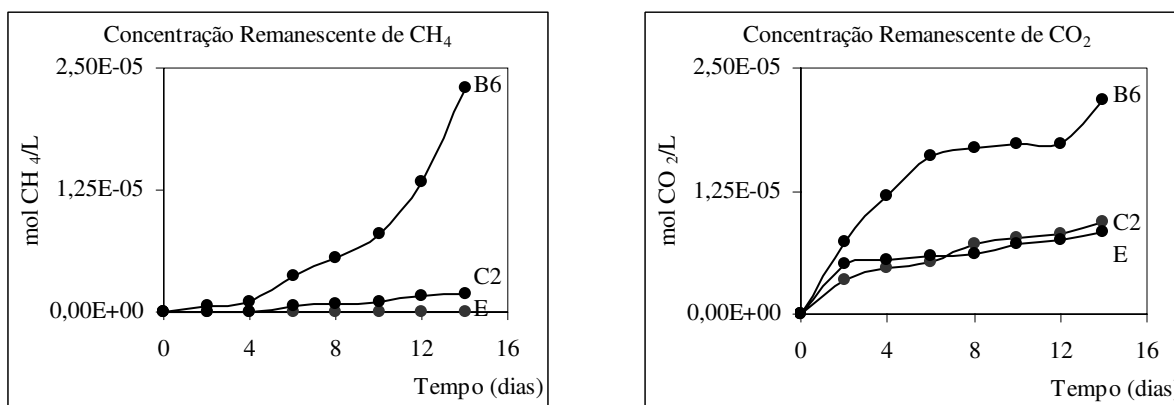


Figura A21. Evolução temporal da concentração molar remanescente de CH₄ e CO₂ dos pontos avaliados no TDH de 10 dias (*Bateria 7*).

A evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) é apresentada na **Tabela A17** e ilustrada na **Figura A22**.

Tabela A17. Evolução temporal das concentrações de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) dos pontos avaliados durante a operação dos sistemas com TDH de 20 dias (*Bateria 7*).

Tempo (dias)	Ponto					
	ST (mg.L ⁻¹)			SV (mg.L ⁻¹)		
	E	B6	C2	E	B6	C2
0	20287	29775	4550	16112	12400	2737
2	19775	28187	4550	13550	10225	2725
6	19450	25075	4462	11525	8150	2663
8	19338	23050	4462	10413	6150	2650
10	19313	19988	4450	9375	1062	2600
12	19250	19475	4300	9350	837	2450
14	19250	19413	4135	9250	512	2130

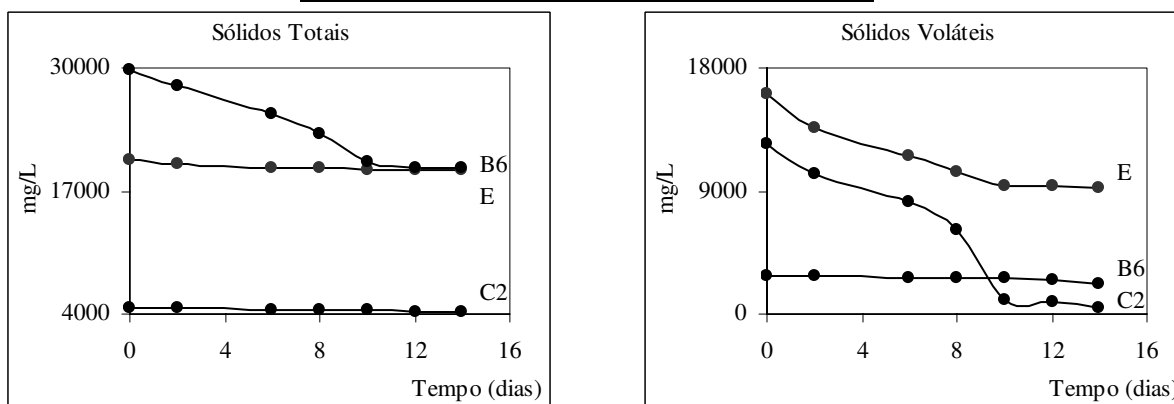


Figura A22. Evolução temporal da concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis (*Bateria 7*).

Por meio da análise da **Tabela A17** e da **Figura A22** pode-se verificar que ao longo dos testes houve um decaimento nos valores de ST e SV. As porcentagens de redução de ST foram 5,1%; 34,8% e 9,1%; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2, respectivamente. As porcentagens de redução de SV foram 42,6%; 95,9% e 22,2%; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2, respectivamente. As remoções de SV ocorreram de forma mais gradativa, sendo que no 8º apenas nos testes realizados com amostras dos pontos de Entrada e B6 a taxa de remoção já havia superado 90%.

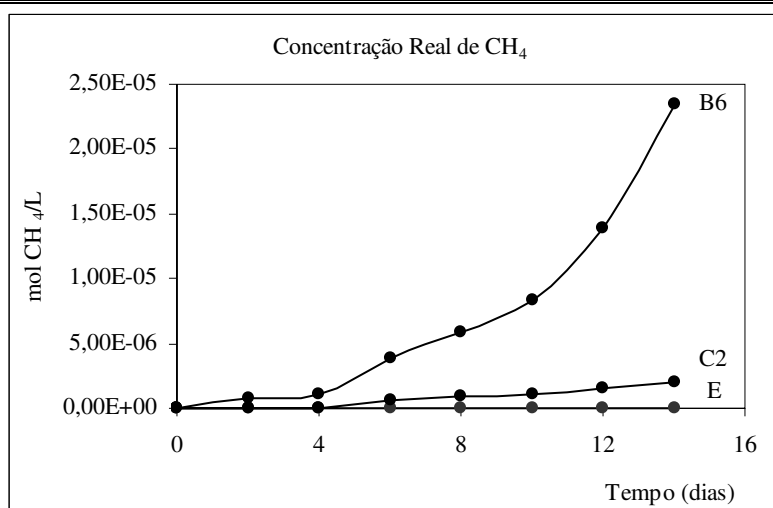
Pode-se verificar que houve uma variação nas relações de SV/ST ao decorrer dos testes. Enquanto esses valores iniciais eram 0,79; 0,42 e 0,60; no final dos testes esses valores eram 0,48; 0,03 e 0,52; nos testes realizados com amostras de lodo dos pontos Entrada, B6 e C2; respectivamente.

Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH₄}).

A **Tabela A18** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CH₄ a partir dos dados de concentração remanescente de CH₄, obtidos por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CH₄ é ilustrado na **Figura A23**.

Tabela A18. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CH_4 (**Bateria 7**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	FM_{olar}	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{frasco}	C_{perdida}	$C_{\text{perd.acum}}$	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)		(mmHg)	(mol/L)			
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	711,1	39	-	-	-	-	-	-	-
	4	-	707,3	31	-	-	-	-	-	-	-
	6	-	708,1	29	-	-	-	-	-	-	-
	8	-	705,8	1	-	-	-	-	-	-	-
	10	-	706,6	1	-	-	-	-	-	-	-
	12	-	704,3	1	-	-	-	-	-	-	-
	14	-	703,6	1	-	-	-	-	-	-	-
B6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$6,89 \times 10^{-7}$	711,1	109	8,6	9,4	720,5	$6,98 \times 10^{-7}$	$9,13 \times 10^{-9}$	-	$6,98 \times 10^{-7}$
	4	$1,11 \times 10^{-6}$	707,3	76	8,4	6,4	713,7	$1,12 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-8}$	$9,13 \times 10^{-9}$	$1,13 \times 10^{-6}$
	6	$3,73 \times 10^{-6}$	708,1	76	18,8	14,3	722,4	$3,80 \times 10^{-6}$	$7,52 \times 10^{-8}$	$1,92 \times 10^{-8}$	$3,82 \times 10^{-6}$
	8	$5,62 \times 10^{-6}$	705,8	50	25,0	12,5	718,3	$5,72 \times 10^{-6}$	$9,94 \times 10^{-8}$	$9,43 \times 10^{-8}$	$5,81 \times 10^{-6}$
	10	$7,90 \times 10^{-6}$	706,6	49	31,5	15,4	722,0	$8,08 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-7}$	$1,94 \times 10^{-7}$	$8,27 \times 10^{-6}$
	12	$1,34 \times 10^{-5}$	704,3	11	43,8	4,8	709,1	$1,35 \times 10^{-5}$	$9,14 \times 10^{-8}$	$3,66 \times 10^{-7}$	$1,38 \times 10^{-5}$
	14	$2,30 \times 10^{-5}$	703,6	1	51,4	0,5	704,1	$2,30 \times 10^{-5}$	$1,68 \times 10^{-8}$	$4,58 \times 10^{-7}$	$2,35 \times 10^{-5}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	711,1	67	-	-	-	-	-	-	-
	4	-	707,3	67	-	-	-	-	-	-	-
	6	$5,46 \times 10^{-7}$	708,1	66	8,4	5,5	713,6	$5,51 \times 10^{-7}$	$4,26 \times 10^{-9}$	-	$5,51 \times 10^{-7}$
	8	$9,15 \times 10^{-7}$	705,8	58	13,0	7,6	713,4	$9,25 \times 10^{-7}$	$9,79 \times 10^{-9}$	$4,26 \times 10^{-9}$	$9,29 \times 10^{-7}$
	10	$1,12 \times 10^{-6}$	706,6	52	13,5	7,0	713,6	$1,14 \times 10^{-6}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$1,41 \times 10^{-8}$	$1,15 \times 10^{-6}$
	12	$1,57 \times 10^{-6}$	704,3	49	17,2	8,4	712,7	$1,59 \times 10^{-6}$	$1,88 \times 10^{-8}$	$2,52 \times 10^{-8}$	$1,61 \times 10^{-6}$
	14	$1,93 \times 10^{-6}$	703,6	40	18,7	7,5	711,1	$1,95 \times 10^{-6}$	$2,05 \times 10^{-8}$	$4,40 \times 10^{-8}$	$1,99 \times 10^{-6}$

**Figura A23.** Perfil da concentração molar real de CH_4 (**Bateria 7**).

Na **Figura A24** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CH_4 de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

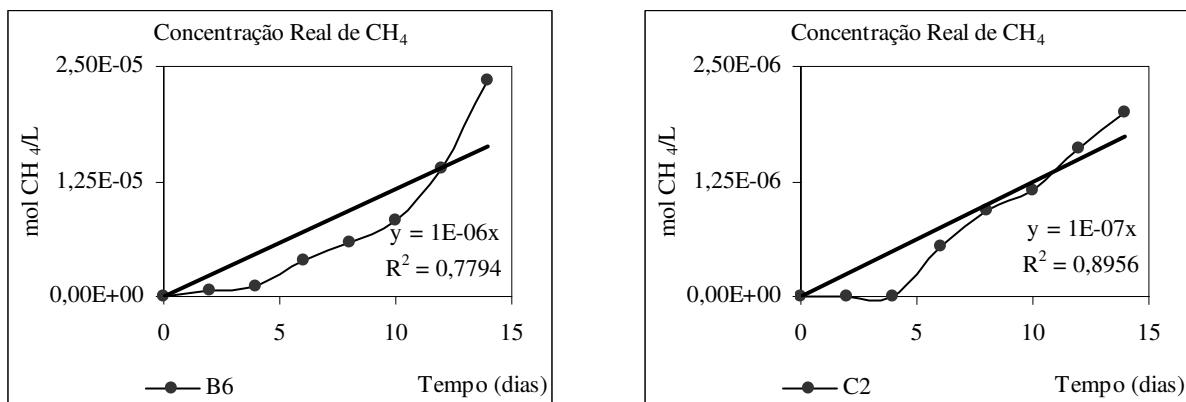


Figura A24. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CH_4 (*Bateria 7*).

A **Tabela A19** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 .

Tabela A19. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) (*Bateria 7*).

Parâmetro		V_{lodo}	SV_{lodo}	M_{ST}	k	$V_{\text{“headspace”}}$	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CH ₄ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CH ₄ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	85	16	1,36	-	0,135	-
	B6	109	12	1,31	$1,17 \times 10^{-6}$	0,135	$1,92 \times 10^{-6}$
	C2	135	3	0,41	$1,24 \times 10^{-7}$	0,135	$6,61 \times 10^{-7}$

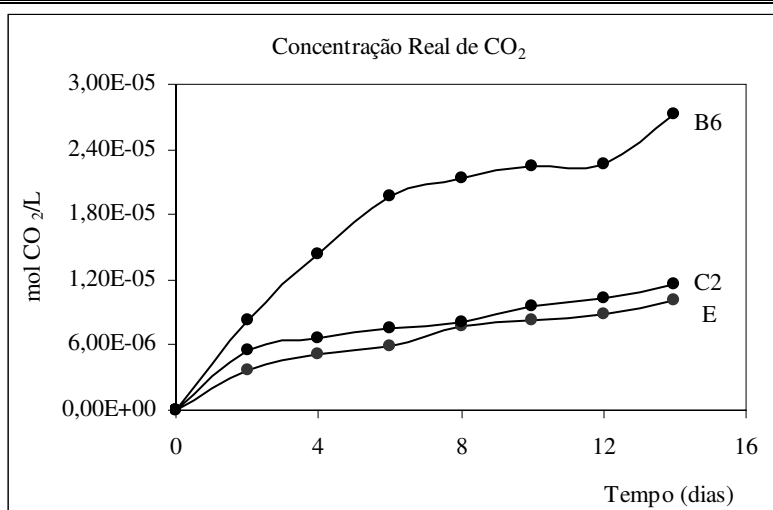
A discussão dos resultados envolvendo a produção de CH_4 e a avaliação da biodegradabilidade intrínseca é efetuada no final do Apêndice II.

Procedimento para determinação do coeficiente de “biodegradabilidade intrínseca” por meio do cálculo da taxa máxima específica de produção de CO_2 (K_{CO_2}).

A **Tabela A20** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da concentração molar real de CO_2 a partir dos dados de concentração remanescente de CO_2 , obtido por meio da análise cromatográfica. O perfil da concentração molar real de CO_2 é ilustrado na **Figura A25**.

Tabela A20. Planilha de cálculo da concentração molar real (C_{real}) de CO_2 (**Bateria 7**).

	Tempo (dias)	$C_{\text{remanscente}}$	P_{atm}	PF_{relativa}	FM_{olar}	P_{CH_4}	PF_{absoluta}	C_{frasco}	C_{perdida}	$C_{\text{perd.acum}}$	C_{real}
		(mol/L)	(mmHg)		(%)		(mmHg)	(mol/L)			
Entrada	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$3,41 \times 10^{-6}$	711,1	39	100,0	39,0	750,1	$3,59 \times 10^{-6}$	$1,87 \times 10^{-7}$	-	$3,59 \times 10^{-6}$
	4	$4,71 \times 10^{-6}$	707,3	31	100,0	31,0	738,3	$4,92 \times 10^{-6}$	$2,06 \times 10^{-7}$	$1,87 \times 10^{-7}$	$5,10 \times 10^{-6}$
	6	$5,23 \times 10^{-6}$	708,1	29	100,0	29,0	737,1	$5,45 \times 10^{-6}$	$2,14 \times 10^{-7}$	$3,93 \times 10^{-7}$	$5,84 \times 10^{-6}$
	8	$7,12 \times 10^{-6}$	705,8	1	100,0	1,0	706,8	$7,13 \times 10^{-6}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$6,08 \times 10^{-7}$	$7,74 \times 10^{-6}$
	10	$7,63 \times 10^{-6}$	706,6	1	100,0	1,0	707,6	$7,64 \times 10^{-6}$	$1,08 \times 10^{-8}$	$6,18 \times 10^{-7}$	$8,26 \times 10^{-6}$
	12	$8,19 \times 10^{-6}$	704,3	1	100,0	1,0	705,3	$8,20 \times 10^{-6}$	$1,16 \times 10^{-8}$	$6,28 \times 10^{-7}$	$8,83 \times 10^{-6}$
	14	$9,40 \times 10^{-6}$	703,6	1	100,0	1,0	704,6	$9,42 \times 10^{-6}$	$1,34 \times 10^{-8}$	$6,40 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-5}$
B6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$7,27 \times 10^{-6}$	711,1	109	91,4	99,6	810,7	$8,29 \times 10^{-6}$	$1,02 \times 10^{-6}$	-	$8,29 \times 10^{-6}$
	4	$1,21 \times 10^{-5}$	707,3	76	91,6	69,6	776,9	$1,32 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-6}$	$1,02 \times 10^{-6}$	$1,43 \times 10^{-5}$
	6	$1,61 \times 10^{-5}$	708,1	76	81,2	61,7	769,8	$1,75 \times 10^{-5}$	$1,40 \times 10^{-6}$	$2,20 \times 10^{-6}$	$1,97 \times 10^{-5}$
	8	$1,69 \times 10^{-5}$	705,8	50	75,0	37,5	743,3	$1,78 \times 10^{-5}$	$8,98 \times 10^{-7}$	$3,61 \times 10^{-6}$	$2,14 \times 10^{-5}$
	10	$1,72 \times 10^{-5}$	706,6	49	68,5	33,6	740,2	$1,80 \times 10^{-5}$	$8,16 \times 10^{-7}$	$4,51 \times 10^{-6}$	$2,25 \times 10^{-5}$
	12	$1,72 \times 10^{-5}$	704,3	11	56,2	6,2	710,5	$1,73 \times 10^{-5}$	$1,51 \times 10^{-7}$	$5,32 \times 10^{-6}$	$2,27 \times 10^{-5}$
	14	$2,18 \times 10^{-5}$	703,6	1	48,6	0,5	704,1	$2,18 \times 10^{-5}$	$1,50 \times 10^{-8}$	$5,47 \times 10^{-6}$	$2,72 \times 10^{-5}$
C2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	$5,05 \times 10^{-6}$	711,1	67	100,0	67,0	778,1	$5,53 \times 10^{-6}$	$4,76 \times 10^{-7}$	-	$5,53 \times 10^{-6}$
	4	$5,57 \times 10^{-6}$	707,3	67	100,0	67,0	774,3	$6,10 \times 10^{-6}$	$5,28 \times 10^{-7}$	$4,76 \times 10^{-7}$	$6,58 \times 10^{-6}$
	6	$5,99 \times 10^{-6}$	708,1	66	92	60,5	768,6	$6,50 \times 10^{-6}$	$5,11 \times 10^{-7}$	$1,00 \times 10^{-6}$	$7,50 \times 10^{-6}$
	8	$6,11 \times 10^{-6}$	705,8	58	87	50,4	756,2	$6,54 \times 10^{-6}$	$4,37 \times 10^{-7}$	$1,51 \times 10^{-6}$	$8,06 \times 10^{-6}$
	10	$7,19 \times 10^{-6}$	706,6	52	86	45,0	751,6	$7,64 \times 10^{-6}$	$4,57 \times 10^{-7}$	$1,95 \times 10^{-6}$	$9,59 \times 10^{-6}$
	12	$7,54 \times 10^{-6}$	704,3	49	83	40,6	744,9	$7,97 \times 10^{-6}$	$4,34 \times 10^{-7}$	$2,41 \times 10^{-6}$	$1,04 \times 10^{-5}$
	14	$8,38 \times 10^{-6}$	703,6	40	81	32,5	736,1	$8,77 \times 10^{-6}$	$3,87 \times 10^{-7}$	$2,84 \times 10^{-6}$	$1,16 \times 10^{-5}$

**Figura A25.** Perfil da concentração molar real de CO_2 (**Bateria 7**).

Na **Figura A26** estão apresentados os ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares de CO₂ de cada um dos pontos de amostragem avaliados.

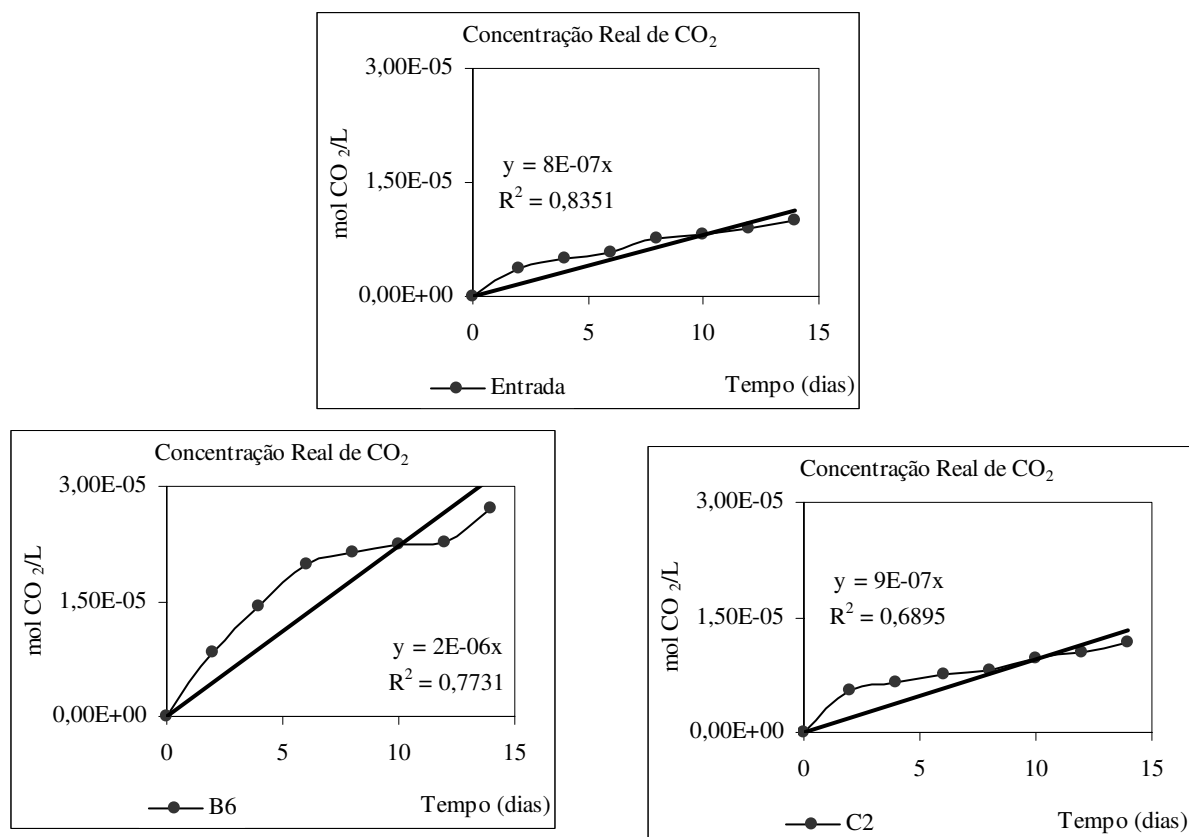


Figura A26. Ajustes lineares aplicados aos perfis das concentrações molares reais de CO₂ (**Bateria 7**).

A **Tabela A21** apresenta a planilha utilizada para o cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂.

Tabela A21. Planilha de cálculo da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO_2}) (**Bateria 7**).

Parâmetro		V _{lodo}	SV _{lodo}	M _{ST}	k	V _{“headspace”}	K
Unidade		(mL)	(g.L ⁻¹)	(g)	(mol CO ₂ .L ⁻¹ .dia ⁻¹)	(L)	(g CO ₂ .g SV ⁻¹ .dia ⁻¹)
Amostra	Entrada	85	16	1,36	8,11x10 ⁻⁷	0,135	3,54x10 ⁻⁶
	B6	109	12	1,31	2,22x10 ⁻⁶	0,135	1,01x10 ⁻⁵
	C2	135	3	0,41	9,46x10 ⁻⁷	0,135	1,39x10 ⁻⁵

Resumo e Discussão dos Resultados das Baterias 5, 6 e 7

A **Tabela A22** apresenta de forma resumida os valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} obtidos nas **Baterias 4, 5 e 6** visando uma discussão mais objetiva dos resultados.

Tabela A22. Valores da taxa máxima específica de produção de CH_4 (K_{CH_4}) e CO_2 (K_{CO_2}) obtidos na **Baterias 4, 5 e 6**.

Tempo (dias)	Sistema	Remoção de SV (%)	CH ₄ (g CO ₂ /g SV.dia)		CO ₂ (g CO ₂ /g SV.dia)	
			Entrada	Saída	Entrada	Saída
30	B	50	4,95x10 ⁻⁷	53,3x10 ⁻⁷	47,6x10 ⁻⁷	180x10 ⁻⁷
	C	27		17,6x10 ⁻⁷		95,3x10 ⁻⁷
20	B	35	1,79x10 ⁻⁷	19,7x10 ⁻⁷	36,7x10 ⁻⁷	119x10 ⁻⁷
	C	30		13,4x10 ⁻⁷		130x10 ⁻⁷
10	B	31	0,0	19,2x10 ⁻⁷	35,4x10 ⁻⁷	101x10 ⁻⁷
	C	34		6,61x10 ⁻⁷		139x10 ⁻⁷

Como pode ser observado na **Tabela A22** os valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} obtidos nos testes com as amostras de entrada para os TDHs de 30, 20 e 10 dias apresentaram variação significativa ($0,0 < K_{CH_4} < 53,3 \times 10^{-7}$ e $35,4 \times 10^{-7} < K_{CO_2} < 180 \times 10^{-7}$) indicando que a variação do lodo gerado nos decantadores e utilizados na alimentação dos sistemas estudados deve acompanhar a variação do esgoto recebido pela ETE-Carioba/Americana.

As amostras de saída do Sistema B correspondem ao lodo presente no quinto (último) reator do Sistema B (RAS com mistura), enquanto as do Sistema C (mistura completa) representam o lodo presente no reator de câmara única.

Os valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} obtidos nos testes com amostras de saída do Sistema B para os TDHs de 30, 20 e 10 dias, mostraram-se coerentes com o comportamento observado na operação do Sistema B durante sua avaliação no PROSAB, pois refletiram sempre um aumento nos valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} em relação aos valores obtidos nas amostras da entrada, indicando também uma tendência de queda nos valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} com as reduções gradativas nos TDHs de 30 dias para 20 e 10 dias. Estes resultados estão dentro do esperado para um sistema que, no decorrer do experimento, apresentou desempenho superior ao reator de mistura completa (Sistema C), mas mostrou-se instável com as progressivas reduções de TDHs. Os valores mais altos dos coeficientes das amostras da saída em relação às da entrada indicam que as amostras de lodo presentes no quinto

reator do Sistema B apresentaram biodegradabilidade anaeróbia intrínseca superiores às das amostras “brutas” de lodo com relação à capacidade de produzir CH_4 e CO_2 .

A mesma tendência foi observada nos valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} obtidos nos testes com amostras de entrada e saída do Sistema C para os TDHs de 30, 20 e 10 dias uma vez que houve um aumento nos valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} em relação aos valores obtidos nas amostras da entrada, refletindo também o comportamento observado na operação do Sistema C durante sua avaliação no PROSAB. Por outro lado, quando são avaliados os valores de K_{CH_4} e K_{CO_2} ao longo das reduções gradativas nos TDHs de 30, 20 e 10 dias, nota-se que os valores de K_{CH_4} essa relação é direta, mas que no caso do K_{CO_2} é inversamente proporcional.